



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*

MESTRADO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

**USO DA SERAPILHEIRA COMO INDICADORA DE RECUPERAÇÃO
AMBIENTAL EM UMA CRONOSEQUENCIA DE FLORESTAS NOS
NEOTRÓPICOS: UM ESTUDO DE CASO NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA**

Wully Barreto da Silva

Lajeado – RS

2019

Wully Barreto da Silva

**USO DA SERAPILHEIRA COMO INDICADORA DE RECUPERAÇÃO
AMBIENTAL EM UMA CRONOSEQUENCIA DE FLORESTAS NOS
NEOTRÓPICOS: UM ESTUDO DE CASO NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento da Universidade do Vale do Taquari – UNIVATES, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ambiente e Desenvolvimento com linha de pesquisa em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Périco

Coorientador: Prof. Dr. Reinaldo L. Cajaiba

Lajeado – RS

2019

Dedico à minha família e amigos

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ser o provedor de todas as coisas e, ter me concedido força e determinação durante essa jornada.

Ao meu orientador Dr. Eduardo Périco por acreditar em mim e por toda a sua paciência e dedicação, suas orientações e críticas, que com toda certeza foram fundamentais, não apenas para o desenvolvimento desta dissertação mas também para meu crescimento como profissional e pesquisadora.

Ao meu coorientador Reinaldo Cajaiba, que sempre acreditou no meu potencial, até mesmo nos momentos em que nem eu acreditei. Por sua parceria, seu companheirismo, incentivo, apoio e por sua compreensão em todos os momentos que não pude estar presente. E claro, por suas orientações, seus tão ricos ensinamentos e críticas. É, além de meu companheiro, meu professor e minha inspiração.

À minha família, em especial, meus pais Odair da Silva e Maria das Dores da Silva, que sempre me apoiaram e me incentivaram a lutar por meus sonhos e, me ensinaram desde muito cedo que desistir não é uma opção e; meus irmãos Wilks, Wallace e Mates pelo apoio.

Ao Dr. Mário Santos e a Dra. Marina Dalzochio, por suas valiosas contribuições em parte desta dissertação.

À Universidade do Vale do Taquari (UNIVATES), por me proporcionar a oportunidade de realizar o sonho de cursar um mestrado.

À Universidade Federal do Pará (UFPA), que contribuiu com a realização das análises química, viabilizando a desenvolvimento da segunda parte desta dissertação.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À todos meu muito obrigada .

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Fig. 1. Barplot expressing the annual average litterfall production and fractions per habitat. Error bars indicate 95% confidence intervals. The values followed by the same letters are not significantly different according to Tukey test. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration)..... 30

Fig. 2. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) showing the annual litterfall production pattern (total and fractions) grouped in accordance with the habitats. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration) 31

Fig. 3. Mean monthly litter fall and fraction per habitat. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration)..... 32

Fig. 4. Seasonal litterfall production (total and fractions) for the rainy season (corresponding january to june) and dry period (corresponding july to december) for all the studied habitats. The values followed by the same letters are not significantly different according to Tukey test..... 32

Fig. 5. Percent of initial dry-mass remaining as a function of incubation period in litter. The decomposition equations of the exponential regression model for all studied habitats are expressed in Table S4, supplementary material. PF: Primary Forest; SF-25: Secondary Forest (25 years of regeneration); SF-15: Secondary Forest (15 years of regeneration); SF-5: Secondary Forest (5 years of regeneration)..... 34

Capítulo 2

Figura 1. Concentrações de C, N, P, K expressos em g.kg^{-1} na serapilheira em diferentes ambientes florestais no estado do Pará, Brasil. Os valores seguidos pelas mesmas letras não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey. FP, Floresta Primária; FS-25, Floresta Secundária (com 25 anos de regeneração); FS -15, Floresta Secundária (com 15 anos de regeneração); e FS -5, Floresta Secundária (com 5 anos de regeneração)..... 61

Figura 2. Concentrações de C, N, P, K expressos em g.kg^{-1} na serapilheira em diferentes épocas do ano. Os valores seguidos pelas mesmas letras não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey. EC, Estação Chuvosa (fevereiro a março), EI1, Estação Intermediária I (final da estação chuvosa e início da estação seca, maio a junho); ES, Estação Seca (agosto a setembro) e EI2, Estação Intermediária II (final da estação seca e início da estação chuvosa, dezembro a janeiro)..... 62

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Table 1 Parameter values of the generalized linear models (GLM; selected by the highest Akaike weight and adjusted R²) used to determine of the variation in litterfall production. Akaike Information Criteria (AIC), Akaike information criteria weights (AICw – values in parentheses), Adjusted R² (AdjR²), Variance ratio (F), significance level (**P < 0.001, *P < 0.01). (T, Temperature; CC, Canopy cover; DBH, Diameter at breast height; D, Density; H, Humidity; P, Precipitation). 63

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO/ CONTEXTUALIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	9
REFERÊNCIAS	11
CAPÍTULO 1	12
REFERENCIAL TEÓRICO	12
Introdução	12
Importância das florestas tropicais para os processos Biogeoquímicos	13
Florestas secundárias: implicações para o manejo florestal e restauração em ecossistemas tropicais	14
Serapilheira como indicadora de recuperação	15
OBJETIVOS	17
Objetivo Geral	17
Objetivos Específicos	17
REFERÊNCIAS	18
CAPÍTULO 2	22
Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon	22
Abstract	23
Introduction	24
Material and methods	25
<i>Study area</i>	25
<i>Environmental conditions monitoring</i>	26
<i>Litterfall production</i>	27
<i>Litter decomposition</i>	27
<i>Data analysis</i>	28
<i>Habitat-specific environmental conditions</i>	28
<i>Habitat-specific litterfall production and seasonality</i>	28
<i>Influence of environmental conditions on litterfall production</i>	28
<i>Habitat-specific litter decomposition</i>	29
Results	29
<i>Habitat-specific environmental conditions</i>	29
<i>Habitat-specific litterfall production and seasonality</i>	30

<i>Influence of environmental conditions on litterfall production.....</i>	33
<i>Habitat-specific litter decomposition</i>	34
Discussion	35
<i>Litterfall production and habitats</i>	35
<i>Litterfall seasonality and environmental conditions</i>	36
<i>Litter decomposition, habitats and environmental conditions</i>	37
<i>Litterfall and litter decomposition as indicators of forest recovery.....</i>	38
Conclusion	40
Acknowledgements	40
References.....	41
Supplementary material	49
CAPÍTULO 3.....	56
COMPOSIÇÃO DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA EM DIFERENTES COBERTURAS FLORESTAIS NO ESTADO DO PARÁ, NORTE DO BRASIL	56
Resumo	57
Abstract	57
INTRODUÇÃO	58
MATERIAL E MÉTODOS	59
<i>Área de estudo</i>	59
<i>Coleta de serapilheira</i>	59
<i>Análises químicas.....</i>	60
<i>Análise estatística</i>	60
RESULTADOS	60
DISCUSSÃO	62
CONCLUSÃO.....	63
AGRADECIMENTOS	64
REFERÊNCIAS	64
CAPÍTULO 4.....	67
CONCLUSÕES GERAIS	67
SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS	68

APRESENTAÇÃO/ CONTEXTUALIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Sabe-se que a produção de serapilheira em ecossistemas florestais é um processo fundamental para a produção/ ciclagem de nutrientes, e é o principal meio de transferência de matéria orgânica e elementos minerais da vegetação para a superfície do solo (BAUER; FÜHR; SCHMITT, 2017; NETO et al., 2015). A acumulação e decomposição da serapilheira tem sido considerada como um fator complexo e importante no controle da estrutura da vegetação e da função do ecossistema (GRUGIKI; ANDRADE; PASSOS, 2017). Diversos estudos têm sido realizados em várias partes do mundo sobre a dinâmica de produção, decomposição e ciclagem de nutrientes, porém, poucos estudos foram realizados na Amazônia brasileira.

Dessa forma, a realização de estudos, que visem conhecer como ocorre o processo de produção e decomposição da serapilheira, bem como entender quais os principais fatores abióticos e bióticos que influenciam esse processo, poderão fornecer subsídios para a confecção de projetos e planos de manejos na Amazônia que tentem conservar a biodiversidade do solo e manter o funcionamento adequado do subsistema solo-serapilheira, garantindo assim o fluxo de energia ao longo da cadeia de base detritívora e de suas interconexões e a mineralização dos nutrientes (ALMEIDA; LUIZÃO; RODRIGUES, 2015; BIANCHI; SCORIZA; CORREIA, 2016; MELO; MENEZES; DIAS, 2018). Assim, os estudos sobre a estrutura e função da serapilheira são essenciais e urgentes para a manutenção da biodiversidade, uma vez que investigar a produção e a decomposição da serapilheira pode fornecer descritores-chave para a avaliação do impacto ambiental e as decisões de manejo (KUSHWAHA; SINGH, 2005; VALENTI; CIANCIARUSO; BATALHA, 2008).

Com a finalidade de preencher essa lacuna, objetivamos com esse trabalho de dissertação, descrever os padrões de produção e decomposição da serapilheira em florestas primárias e secundárias em regeneração com ênfase em sua função como bioindicadora da qualidade ambiental, bem como, entender o processo de produção de nutrientes nesses ambientes.

A dissertação está dividida em quatro capítulos, sendo que os capítulos 2 e 3 foram publicados e/ ou submetidos em periódicos científicos, dessa forma, os mesmos seguiram os estilos de formatação de cada periódico.

O primeiro capítulo, trata-se de um breve referencial teórico, onde abordamos desde a definição de serapilheira; sua importância para os ecossistemas; aspectos que

influenciam seu processo de produção e decomposição; sua utilidade como possível indicadora ambiental. Além disso, fizemos uma breve explanação sobre a importância das florestas secundárias, bem como, da importância da serapilheira para o sucesso da regeneração dessas florestas.

O segundo capítulo, intitulado “**Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon**”, teve como objetivo avaliar os processos de produção e decomposição de serapilheira em florestas primárias e secundárias com diferentes períodos de regeneração, e verificar sua utilidade como bioindicadora ambiental.

O terceiro capítulo, intitulado “**Composição de nutrientes na serapilheira em diferentes coberturas florestais no estado do Pará, norte do Brasil**”, teve como objetivo verificar os componentes químicos da serapilheira em florestas primárias e florestas secundárias com diferentes anos de regeneração na Amazônia, assim como avaliar se existe diferença na composição química da serapilheira conforme o estágio sucessional e a sazonalidade.

Por fim, o quarto e último capítulo, apresentamos um sumário geral dos principais resultados, bem como apresentamos as principais lacunas a serem preenchidas através de estudos futuros.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, E. J.; LUIZÃO, F.; RODRIGUES, D. J. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. **Acta Amazonia**, v. 45, n. 2, p. 157 – 166, 2015.
- BAUER, D.; FÜHR, C. S.; SCHMITT, J. L. Dinâmica do acúmulo e decomposição de serapilheira em Floresta estacional semidecidual subtropical. **Pesquisas, Botânica**, N. 70, p. 225-235, 2017.
- BIANCHI, M. O.; SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F. Influência do clima na dinâmica de serrapilheira em uma floresta estacional semidecidual em Valença, RJ, Brasil. **Revista brasileira de Biociências**, v. 14, n.2, p. 97-101, 2016.
- GRUGIKI, M. A.; ANDRADE, F. V.; PASSOS, R. R. Decomposição e Atividade Microbiana da Serapilheira em Coberturas Florestais no Sul do Espírito Santo, **Floresta e Ambiente**, v. 24, P. 1-12, 2017.
- KUSHWAHA, C. P.; SINGH, K. P. Diversity of leaf phenology in a tropical deciduous forest in India. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 47-56, 2005.
- MELO, B. M.; MENEZES, T. A. M.; DIAS, D. P. Acúmulo de serapilheira em um fragmento de mata de galeria, composição fisionômica do bioma cerrado. **Enciclopédia Biosfera**, v.15 n.27; p.1- 9, 2018.
- NETO, A. P. S.; BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; NOVAES, A. B.; PAULA, A. Produção de serapilheira em floresta estacional semidecidual e em plantios de *Pterogyne nitens* tul. e *Eucalyptus urophylla* s. t. blake no sudoeste da Bahia. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 633-643, 2015.
- VALENTI, M. W.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. **Brazian Journal Biology**, v. 68, n. 3, p. 459-465, 2008.

RESUMO

Uso da serapilheira como indicadora de recuperação ambiental em uma cronosequência de florestas nos neotrópicos: Um estudo de caso na Amazônia Brasileira

A serapilheira em um ecossistema florestal é o principal caminho para a transferência de nutrientes da vegetação para o solo, mantendo sua fertilidade essencial para o funcionamento dos sistemas florestais. É constituída por todo o material orgânico, incluindo folhas, ramos, flores, frutos, casca e outras partes de plantas que caem no chão da floresta. O objetivo deste trabalho foi: i) quantificar a produção de serapilheira e suas diferentes frações em florestas primárias e secundárias com diferentes períodos de regeneração; ii) verificar as concentrações de C, N, P e K presentes na serapilheira nesses ambientes; iii) descrever o padrão sazonal de produção de serapilheira; iv) determinar a taxa de decomposição da serapilheira nos ambientes estudados; v) avaliar se existe diferença na composição química da serapilheira conforme o estágio sucessional e a sazonalidade. Os resultados obtidos mostraram que a produção e decomposição da serapilheira é reduzida em habitats alterados quando comparada com florestas primárias e secundárias com maior tempo de regeneração. Além disso, em condições climáticas semelhantes, as taxas de produção e decomposição da serapilheira começam a se estabilizar em florestas secundárias maduras, entretanto, a produção de nutrientes em ambientes recuperados é inferior às florestas primárias. A estação seca produziu maior quantidade de folhas e galhos, enquanto que as flores e frutos foram maiores na estação chuvosa. Verificou-se também que as maiores concentrações dos nutrientes ocorreram nos meses mais secos. Nossos resultados representam uma contribuição útil para entender a dinâmica dos processos de produção, decomposição e composição química de serapilheira em uma região neotropical pouco estudada, entretanto, faz-se necessário a ampliação deste estudo para outras áreas da Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia, bioindicador, ciclagem de nutrientes, decomposição, nutrientes do solo, serapilheira, sucessão florestal.

ABSTRACT

Use of litterfall as an indicator of environmental recovery in a chronosequence of forests in the neotropics: A case study in the Brazilian Amazon

In a forest ecosystem, litterfall is the main nutrients transfer path from plant shoots to the soil surface, which is essential for the functioning of forest systems. It consists of all organic material including leaves, twigs, flowers, fruits, bark and other parts of plants that fall to the ground. The present study aimed to i) quantify litterfall production and its different fractions in primary and secondary forests with different regeneration periods; ii) verify the concentrations of C, N, P and K in litterfall in these environments; iii) describe the seasonal pattern of litterfall production; iv) determine the litterfall decomposition rate in the studied environments; v) assess whether there is a difference in the chemical composition of litterfall according to successional stage and seasonality. The results obtained showed reduced litterfall production and decomposition in disturbed habitats compared to primary and secondary forests with a longer regeneration period. Moreover, under similar climatic conditions, litterfall production and decomposition rates begin to stabilize in mature secondary forests. However, nutrient production in recovered secondary forests is lower than in primary forests. Leaves and twigs were more prevalent in the dry season, while flowers and fruits were more prevalent in the rainy season. Also, the highest nutrient concentrations occurred in the driest months. Our results provide a useful contribution to understand the dynamics of the processes of production, decomposition and chemical composition of litterfall in a little explored neotropical region. However, it is recommended that further studies in other areas of the Amazon are conducted.

Keywords: Litterfall, decomposition, Amazon, bioindicator, forest succession.

CAPÍTULO 1

REFERENCIAL TEÓRICO

Introdução

A serapilheira em um ecossistema florestal é constituída de todo o material orgânico, incluindo folhas, galhos, flores, frutas, cascas e outras partes da planta, que caem no solo (RANDAZZO et al., 2006). Este material funciona principalmente como uma rota para a transferência de nutrientes da vegetação para o solo, mantendo sua fertilidade, o que é essencial para a sustentabilidade dos sistemas florestais (SAYER; TANNER, 2010; ZHANG et al., 2014). Na região amazônica, a serapilheira é de fundamental importância para o funcionamento do ecossistema, tendo em vista que os solos são quimicamente pobres, e sua decomposição possibilita que os elementos liberados da biomassa vegetal entrem no sistema (QUESADA et al. 2011).

Vários fatores bióticos e abióticos influenciam a produção de serapilheira, tais como: tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, relevo, decíduosidade, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e características do solo. Dependendo das características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Diante disso, cada tipo de solo irá suportar diferentes espécies de plantas, adaptadas às suas condições nutricionais específicas. A camada de serapilheira encontrada em um ecossistema florestal é um índice de sua capacidade reprodutiva, equilibrando a disponibilidade de nutrientes com os requisitos ecológicos das espécies encontradas na floresta (FIGUEIREDO FILHO et al. 2003).

A qualidade da serapilheira é determinada por seus teores em compostos orgânicos e inorgânicos, tais como os nutrientes, frações solúveis, celulose, entre outros, que exercem grande influência sobre a regulação e natureza das interações da biota do solo (SILVA et al., 2018). Entre os fatores que controlam a decomposição destacam-se a composição química do substrato, principalmente a quantidade de substâncias lixiviáveis e solúveis em água, as condições ambientais como temperatura, precipitação, evapotranspiração real, umidade, aeração e estrutura do solo, além das características anatômicas (MEGURO et al., 1980; CIANCIARUSO et al., 2006). Outro fator a ser considerado é a composição da comunidade detritívora e sua afinidade pelo substrato.

O estudo da quantificação, decomposição e composição química de nutrientes da serapilheira em um ambiente natural ou seminatural permite medições diretas da variação ano-a-ano na fenologia como reação a fatores naturais e ações antropogênicas, incluindo mudanças climáticas globais (ICP Forests, 2004). Levando em consideração as crescentes taxas de desmatamento na Amazônia, tem se notado cada vez mais a importância de estudos sobre a ciclagem de nutrientes, para maior conhecimento sobre a dinâmica de nutrientes em ecossistemas florestais, tanto nativos quanto em recuperação (SELLE, 2007).

Importância das florestas tropicais para os processos Biogeoquímicos

As florestas tropicais são reconhecidas por sua diversidade biológica, mas também por abrigar combinações variáveis de solo, química, suscetibilidade à erosão e ciclagem de nutrientes (TOWNSEND et al., 2008; POWERS; MARÍN-SPIOTTA, 2017). Ocupando apenas 12% da área terrestre global, elas atuam como armazéns globais de biodiversidade e de carbono (C), armazenando 25% da biomassa vegetal (TOWNSEND et al. 2011; POWERS; MARÍN-SPIOTTA, 2017). Portanto, as florestas tropicais têm efeitos significativos nos principais ciclos biogeoquímicos e no clima global (MALHI; PHILLIPS, 2004; TOWNSEND et al., 2008).

De acordo com Poggiani (1992), os ciclos biogeoquímicos, caracterizam-se pelas trocas de elementos minerais entre um determinado ecossistema e seus componentes externos. As principais formas de entrada de elementos minerais são: intemperismo da rocha, pela fixação biológica de nitrogênio, adubações, precipitação pluviométrica e gases. A saída dos elementos minerais para fora do ecossistema ocorre através da erosão, lixiviação, queima e pela exploração florestal. As saídas e entrada de nutrientes do ecossistema são influenciadas por fatores como as propriedades físicas e químicas do solo, as condições climáticas, o tipo de vegetação e a localização do ecossistema (POGGIANI, 1992).

A decomposição da serapilheira é um processo biogeoquímico fundamental para o ciclo de nutrientes, carbono e energia dentro e entre os ecossistemas, e também entre a biosfera e a atmosfera (WOOD et al., 2012; SCHLESINGER; BERNHARDT 2013; WIEDER et al., 2013; ZHU et al., 2013). A decomposição, na maioria dos ecossistemas resulta em grande parte das atividades de microorganismos e animais que degradam a matéria orgânica não viva em formas mais simples, para ganhar energia e matéria para construir e manter sua própria biomassa (BRADFORD et al. 2002;

HANDA et al., 2014). A presença das atividades desses organismos influenciam a taxa de fluxo de energia e matéria através de teias alimentares de decomposição, e regulam a taxa de fornecimento de nutrientes em formas disponíveis para absorção e crescimento de plantas (HUNT; WALL 2002; DRAKE et al., 2011; BRADFORD et al., 2016).

As propriedades químicas e físicas da serapilheira têm uma grande influência no ciclo de nutrientes e no acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) dentro de um ecossistema particular e, portanto, nas propriedades e no funcionamento desse ecossistema. A alta correlação entre a qualidade da serapilheira e a decomposição foi convincentemente demonstrada em muitos estudos sobre o decaimento da serapilheira e a liberação de nutrientes (HÄTTENSCHWILER, 2005; HANDA et al., 2014; BRADFORD et al., 2016). Como a maioria dos ecossistemas terrestres é composta por uma variedade de espécies de plantas diferentes, cada uma contribuindo para a entrada anual de serapilheira, é evidente que a composição do conjunto de serapilheira tem um forte impacto na decomposição geral da mesma (HÄTTENSCHWILER, 2005).

Florestas secundárias: implicações para o manejo florestal e restauração em ecossistemas tropicais

Ao longo dos trópicos, as florestas secundárias estão crescendo em terras agrícolas abandonadas, após a derrubada da floresta, e em áreas afetadas por distúrbios naturais em grande escala, como o fogo, por exemplo. Juntas, as florestas degradadas de crescimento antigo (afetadas pela construção de estradas, extração seletiva de madeira, incêndios recorrentes, fragmentação e caça excessiva) e florestas de regeneração secundárias compreendem aproximadamente metade da floresta tropical remanescente no mundo (CHAZDON et al., 2009). De fato, alguns países podem em breve ter apenas florestas secundárias remanescentes (WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006). Esses padrões globais de mudança no uso da terra são fortemente evidentes na Amazônia brasileira. Estima-se que cerca de 30% da área desmatada tenha sido abandonada posteriormente, resultando no surgimento de florestas secundárias (SMITH et al., 2003; BARLOW et al., 2007).

Apesar da crescente área de florestas secundárias em muitos países tropicais (FAO, 2007), seu papel na conservação da biodiversidade ainda é pouco compreendido. Wright e Muller-Landau (2006) afirmam que o rebrotamento da floresta secundária pode impedir extinções em massa nos trópicos. Eles argumentam que a expansão da floresta secundária pode mitigar a extinção causada pelo declínio de áreas de habitat de

crescimento antigo. Sua conjuntura levou ao debate sobre o potencial da floresta secundária para servir como uma "rede de segurança" para a biodiversidade tropical (GARDNER et al. 2007; LAURANCE, 2007). Muitas espécies tropicais estão ameaçadas por uma redução na área florestal, fragmentação e degradação, mas muitas outras são resilientes a mudanças na extensão da floresta, qualidade e na matriz de habitat circundante.

É importante salientar que, embora as florestas secundárias possam substituir algumas funções importantes do ecossistema, tais como queda e decomposição de folhas e armazenamento de carbono (OSTERTAG et al., 2008), outras funções florestais, como a biodiversidade, podem levar ainda mais tempo para se recuperar, porque eles dependem da presença de espécies individuais (DUNN, 2004; GARDNER et al., 2007; BARLOW et al., 2007; TRUMBORE et al., 2015). É, portanto, vital entender quais funções e serviços podem ser fornecidos por florestas secundárias, e até que ponto o funcionamento do ecossistema se recupera durante a sucessão de florestas tropicais (LOHBECK et al., 2015). Isso contribui para o entendimento da sustentabilidade e manutenção de funções e serviços em futuras paisagens de florestas tropicais (MELO et al., 2013; LOHBECK et al., 2015). De fato, as estratégias para superar essas barreiras à recuperação florestal são particularmente necessárias nos trópicos, dadas as grandes áreas de terras degradadas (LAMB et al., 2005) e a necessidade de manter funções ecossistêmicas essenciais (CELENTANO et al., 2011).

Serapilheira como indicadora de recuperação

As alterações antrópicas como desmatamento para implantação de monoculturas, queimadas, fragmentação florestal, corte seletivo de madeira, ..., além de reduzirem a biodiversidade, afetam a saúde do solo e da serapilheira (ERFANI et al., 2017). A queda da serapilheira é um indicador útil da produtividade e do estabelecimento de funções ecológicas e tem sido usada como um indicador da produtividade do local e do ciclo de nutrientes (KHANNA et al., 2009).

Uma análise mais cuidadosa das frações não-foliares pode revelar informações adicionais valiosas, como a ocorrência de processos ecológicos, e orientar ações de manejo nas florestas sobre o processo de restauração (LONDE et al., 2016). Essa “fração” de serapilheira pode ser utilizada em diferentes estratégias de manejo dos ecossistemas florestais (FERREIRA et al., 2014). Um exemplo é o material reprodutivo (fruto, flores e sementes) que compõe a fração da queda reprodutiva da serapilheira.

Uma grande fração de material reprodutivo pode indicar a relação entre grandes vertebrados e a dispersão de sementes das plantas (FERREIRA et al., 2014).

Além disso, a queda de galhos pode ser um indicador indireto da maturidade da comunidade, pois as plantas jovens tendem a perder galhos menores (LONDE et al., 2016). Desta forma, desenvolver uma compreensão de processos ecológicos como a dinâmica da serapilheira com diferentes estágios de regeneração natural em comparação com florestas primárias, é importante para o estabelecimento de métodos de avaliação bem como para recomendar práticas de restauração para proprietários de terras e agências públicas (CELENTANO et al., 2011). Também deve ser levado em conta que esses indicadores de saúde e qualidade do solo devem ser selecionados de acordo com o uso da terra, características do solo e circunstâncias ambientais (CARDOSO et al. 2013; ERFANI et al., 2017).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

- Descrever os padrões de produção e decomposição da serapilheira em florestas primárias e secundárias em regeneração com ênfase em sua função como bioindicadora da qualidade ambiental.

Objetivos Específicos

- Quantificar a produção de serapilheira e suas diferentes frações em florestas primárias e secundárias em regeneração;
- Descrever o padrão sazonal da produção de serapilheira nessas florestas;
- Determinar a taxa de decomposição da serapilheira nos ambientes estudados;
- Avaliar a composição química de macronutrientes (C, N, P, K) presentes na serapilheira;
- Usar a serapilheira como indicador de perturbação/ recuperação ambiental.

REFERÊNCIAS

- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L. V.; PERES, C. A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 247, 91–97, 2007.
- BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 229-238, 2016.
- BRADFORD, M. A.; JONES, T. H.; BARDGETT, R. D.; BLACK, H.I. J.; BOAG, B.; BONKOWSKI, M. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. **Science**, v. 298, p. 615-618, 2002.
- CARDOSO, E. J.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2013.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R. A.; FINEGAN, B.; OSTERTAG, R.; COLE, R.; HOLL, K. D. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. **Biotropica**, v. 43, p. 279–287, 2011.
- CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N.; MILLER, S. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, v. 23, p. 1406–1417, 2009.
- CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, p. 49-59, 2006.
- DRAKE, J. E.; GALLET-BUDYNEK, A.; HOFMOCKEL, K. S.; BERNHARDT, E. S.; BILLINGS, S. A.; JACKSON, R. B. Increases in the flux of carbon belowground stimulate nitrogen uptake and sustain the long-term enhancement of forest productivity under elevated CO₂. **Ecology Letters**, v. 14, p. 349-357, 2011.
- DUNN, R. R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, v. 18, p. 302–309, 2004.
- ERFANI, M.; SALMANMAHINY, A.; DANEHKAR, A.; ETEMAD, V. Modeling of forest soil and litter health using disturbance and landscape heterogeneity indicators in northern Iran. **Journal of Mountain Science**, v. 14, p. 1801-1813, 2017.
- FAO - Food and Agriculture Organization. 2007. **State of the world's forests**. FAO, Rome.
- FERREIRA, M.; SILVA, J.; PEREIRA, E.; LAMANO-FERREIRA, A. Litterfall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, p. 591-600, 2014.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, p. 11-18, 2003.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PARRY, L.; PERES, C. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. **Biotropica**, v. 39, p. 25–30, 2007.

HANDA, I. T.; AERTS, R.; BERENDSE, F.; BERG, M.P.; BRUDER, A.; BUTENSCHOEN, O. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. **Nature**, v. 509, p. 218-221, 2014.

HÄTTENSCHWILER, S. **Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition.** In: Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems. M. SCHERER-LORENZEN; CH. KÖRNER; E.-D. SCHULZE (Eds.). Ecological Studies, Vol. 176, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2005.

HUNT, H. W.; WALL, D. H. Modelling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. **Global Change Biology**, v. 8, p. 33-50, 2002.

KHANNA, P. K.; FORTMANN, H.; MEESENBURG, H.; MEIWES K. J. **Biomass and Element Content of Foliage and Aboveground Litterfall on the Three Long-Term Experimental Beech Sites: Dynamics and Significance.** In: Brumme R., Khanna P.K. (eds) Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Ecological Studies, vol 208. Springer, Berlin, Heidelberg, 2009.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628–1632, 2005.

LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, p. 65–70, 2007.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, p. 1242–1252, 2015.

LONDE, V.; SOUSA, H.; KOZOVITS, A. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at Das Velhas River, southeast Brazil. **Tropical Ecology**, v. 57, p. 355-360, 2016.

MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. Tropical forests and global atmospheric change: a synthesis. **Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.**, v. 359, p. 549-555, 2004.
MEGURO, M.; VINUEZA, G.N.; DELITTI, W.B.C. Ciclagem de nutrientes na Mata Mesófila Secundária, São Paulo, I: Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folheto. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 7, p. 11-31, 1979.

MELO, F. P.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, p. 462–468, 2013.

- OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, W. L.; SCHULTEN, J. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 11, p. 701–714 2008.
- POGGIANI, F. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 1992, São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo : Revista do Instituto Florestal, 1992. v.3, p.734-739. 982p.
- POWERS, J. S.; MARÍN-SPIOTTA, E. Ecosystem processes and biogeochemical cycles in secondary tropical forest succession. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 497-519, 2017.
- QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O.; FYLLAS, N.M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, p. 1415-1440, 2011.
- RANDAZZO, S. G.; MAURENZA, D.; MARTINS, M. I. S. L.; MECCA, M. P. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes ao solo em arboreto de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) em Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, v. 33, p. 339-347, 2006.
- SAYER, E. J.; TANNER, E. V. J. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 1052-1062, 2010.
- SCHLESINGER, W. H.; BERNHARDT, E. S. **Biogeochemistry: An Analysis of Global Change**, 3rd edn. Academic Press, Oxford, UK, 2013.
- SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 29-39, 2007
- SILVA, W. B.; PÉRICO, E.; DALZIOCHIO, M. S.; SANTOS, M.; CAJAIBA, R. L. Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 189-197, 2018.
- SMITH, J.; FERREIRA, S.; VAN DE KOP, P.; FERREIRA, C. P.; SABOGAL, C. The persistence of secondary forests on colonist farms in the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 58, p. 125–135, 2003.
- TOWNSEND, A. R.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 8, p. 424-341, 2008.
- TOWNSEND, A. R.; CLEVELAND, C. C.; HOULTON, B. Z.; ALDEN, C. B.; WHITE, J.W.C. Multi-element regulation of the tropical forest carbon cycle. **Front. Ecol. Environ.**, v. 9, p. 9–17, 2011.
- TRUMBORE, S.; BRANDO, P.; HARTMANN, H. Forest health and global change. **Science**, v. 349, p. 814-818, 2015.

WIEDER, W. R.; BONAN, G. B.; ALLISON, S. D. Global soil carbon projections are improved by modelling microbial processes. **Nature Climate Change**, v. 3, p. 909-912, 2013.

WOOD, T. E.; CAVALERI, M.A.; REED, S. C. Tropical forest carbon balance in a warmer world: a critical review spanning microbial- to ecosystem-scale processes. **Biological Reviews**, v. 87, n. 4, p. 912-927, 2012.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The future of tropical forest species. **Biotropica**, v. 38, p. 287–301, 2006.

ZHANG, H.; YUAN, W.; DONG, W.; LIU, S. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 240-247, 2014.

ZHU, J.; YANG, W.; HE, X. Temporal dynamics of abiotic and biotic factors on leaf litter of three plant species in relation to decomposition rate along a subalpine elevation gradient. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 2013.

CAPÍTULO 2

Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon

Wully Barreto da Silva ^a, Eduardo Périco ^a, Marina Schmidt Dalzochio ^a, Mário Santos ^{b,c}, Reinaldo Lucas Cajaiba ^{b,c}

^a University of Taquari Valley, Laboratory of Ecology and Evolution, R. Avelino Tallini, 95900-000 Lajeado, RS, Brazil

^b Laboratory of Applied Ecology, CITAB - Centre for the Research and Technology of Agro-Environment and Biological Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000-911 Vila Real, Portugal

^c Laboratory of Ecology and Conservation, Federal Institute of Education, Science and Technology of Maranhão, R. Dep. Gastão Vieira, 1000, 65393-000 Buriticupu, MA, Brazil.

Artigo publicado na Forest Ecology and Management

SILVA, W.B.; PÉRICO, E.; DALZUCHIO, M.S.; SANTOS, M.; CAJAIBA, R.L. Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 189-197, 2018.

Abstract

Litterfall plays an important role in nutrient cycling and maintenance of soil fertility in terrestrial ecosystems. We gauged the effects of anthropogenic impacts on the production, decomposition and seasonality of litterfall in primary and secondary forests within a tropical landscape of the Brazilian Amazon. We hypothesized that leaf litter quantity and quality would differ in line with forest disturbance and that these changes would translate into dissimilar decomposition rates. If proved, these processes could be used as surrogates for indentifying the ecological status of forest habitats. The obtained results have shown that, in the study area litterfall is reduced and litter decomposition is braked in disturbed habitats when compared with primary and recovered secondary forests. Also, within similar climatic conditions, the litter production and decomposition rates begin to stabilize in mature secondary forests. Our results represent a useful contribution to understand the dynamics of the litterfall and litter decomposition processes in the neotropics. Both processes were correlated and sensitive to disturbance gradients and should used as forest recovery indicators in ecological monitoring and ecological restoration studies.

Keywords: Amazonia, Disturbance, Ecological restoration, Land use change, Litterfall, Succession

Introduction

Litterfall in forest ecosystems are composed of organic material, including leaves, twigs, flowers, fruits, bark, and other plant parts that have fallen to the forest floor (Celentano et al., 2011; Scoriza et al., 2012; Camargo et al., 2015). This material functions primarily as a route for the transfer of nutrients from vegetation to the soil, maintaining soil fertility which is essential for the sustainability of forest systems (Silver et al., 2014; Camargo et al., 2015; Erfani et al., 2017). In the Amazon region, litter is essential for the ecosystem functioning because of the low soil fertility and litter decomposition that allows for nutrient release from the plant biomass to the ecosystem (Martius et al., 2004; Quesada et al., 2011; Almeida et al., 2015). Litter layer also acts as a thermal insulator (microclimatic soil control) and water retainer. It mitigates erosive effects and has a significant effect on the hydrologic cycle, acting mainly as a filter and storing water from the atmosphere in the soil (Caldeira et al., 2013). In addition to all the ecological services mentioned above, litter is also a shelter and habitat for oviposition and larval development for many invertebrate species in soil (Cajaiba et al., 2017a) as well as an important feeding area and breeding grounds for many other animals, including vertebrates (Paudel et al., 2015).

Several biotic and abiotic factors affect litter production, such as vegetation type, altitude, latitude, precipitation, temperature, luminosity, relief, deciduousness, successional stage, water availability, and soil characteristics (Scoriza and Rodrigues, 2014; Holanda et al., 2017). Depending on the characteristics of each ecosystem, one factor may prevail over the others (Figueiredo Filho et al., 2003). Therefore, each soil type supports different plant species which are adapted to specific nutritional conditions. The factors affecting decomposition include substrate chemical composition, particularly the amount of leachate and water-soluble substances, environmental conditions such as temperature, precipitation, real evapotranspiration, humidity, aeration, and soil structure, as well as anatomical characteristics and energy levels (Silva et al., 2014; Pinto et al., 2016). Another factor to be considered is the composition of the detritivore community and its affinity for the substrate.

Tropical forests play an important role in global nutrient cycling (Lanuza et al., 2018). Although a vast amount of tropical forests has been cleared (FAO, 2015) and their nutrient cycling services have been significantly disrupted (Lanuza et al., 2018), the cover of tropical secondary forests has increased in some regions as a result of changing land uses (Aide et al., 2013; Chazdon, 2014). Moreover, there has been a

dramatic increase in large-scale forest restoration (Chazdon et al., 2017; Lanuza et al., 2018). Regenerating secondary forest is an increasingly common forest type in the tropics, creating a patchy distribution of disturbance histories and stand ages across the landscape (Schilling et al., 2016). In conserved tropical forest ecosystems, there is a continuous production of litter throughout the year (Werneck et al., 2001). The total amount of produced litter at different periods depends on the type and composition of the studied vegetation (Schumacher et al., 2011), the biotic and abiotic characteristics of the areas, and the degree of disturbance and connectivity of the areas (Nascimento et al., 2015). Therefore, the contribution of litter in disturbed areas can be used as an indicator to evaluate the vegetation recovery process (Nascimento et al., 2015). The vertical and horizontal structure of the plant community and the species composition and distribution may also interfere with the litter distribution and production (Vidal et al., 2007). Thus, the litter can be classified as an environmental indicator because it responds to changes in the ecosystems through changes in its deposition processes (Gessner et al., 2010; Nascimento et al., 2015).

Our study examined the patterns of litterfall and litter decomposition processes in primary and increasingly common disturbed secondary forests in a landscape of the Brazilian Amazon. The following specific hypotheses were tested: (1) leaf litter quantity and quality decrease in line with forest disturbance; (2) these trends are highly correlated with litter decomposition rates; (3) forest disturbance gradients could be identified using litterfall production and litter decomposition processes. If proved, these hypotheses could support our main objective that is the use of litterfall and litter decomposition processes to assess the recovery status of secondary forests in the neotropics.

Material and methods

Study area

The study was developed in the municipality of Uruará, southwestern Pará state, northern Brazil ($-03^{\circ}43'27''\text{S}$; $-53^{\circ}44'8''\text{W}$, Fig. S1). The region is located approximately 1000 km away from Belém, the capital of Pará state, and is crossed by the Transamazon Highway (official designation BR-230). Uruará was part of the Altamira PIC (Integrated Colonization Project), one of the first official settlements in the Amazon, created to resettle families from the south, southeast and northeast of Brazil (Perz and Walker, 2002).

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.020>.

Land cover is characterized by large deforested areas radiating from the main road (Trans Amazon) to the feeder roads (*travessões*), and spreading westward over time from the area of initial settlement in the east. The area has unevenly distributed patches of high-fertility soils known as “*terra roxa*”. Extensive livestock production, exploitation of timber at a large scale (mostly illegal) and cacao production are the main agro-pastoral strategies, but are usually complemented by annual crops and horticulture. In some parts of the study area, sandy soils predominate and pasture and annual crop production are favoured (Cajaiba et al., 2017b).

The climate is characterized as hot-humid (Köppen’s classification), with annual average temperature and precipitation of 26 °C and 2000mm respectively (Peel et al., 2007). The studied areas make up representative habitats of the region, such as Primary Forest (PF); Secondary Forest with 25, 15 and 5 years of regeneration (denominated of SF-25, SF-15 and SF-5, respectively). In each of the studied habitats, four areas were selected, thus totaling sixteen sampling areas (see Table S1 supplementary material, for details of the sampling effort).

Environmental conditions monitoring

In order to evaluate the environmental complexity of each study site (four per habitat and sixteen in total), an area of 10m×10m (100m²) was delimited around each collector. The following parameters were measured: density, given by the average number of arboreal individuals with diameter at breast height (DBH) > 5 cm, measured with a measuring tape directly on the stem (1.3 m); canopy cover (through the following scales: 0–5%, 6–25%, 26–50%, 51–75%, 76–95% and 96–100%) measured with a convex spherical densitometer; pH of the soil, according to the Manual of soil analysis methods proposed by Embrapa (1997).

The data of air temperature, pluvial precipitation, relative humidity (monthly average values) were provided by the Meteorological Station at Ceplac (Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira). The meteorological data obtained for the study period confirm the classification of the climate of the region as being of Aw type of Köppen - tropical humid, presenting only two well defined seasons: rainy season, which starts in January until mid June; and dry season, starting in July through December. The total rainfall in the study period was 1912.65 mm. The highest values

were recorded in the months of March (283.75 mm) and April (275.12 mm) and the lowest values, in the months of September (35.1 mm) and November (34.71 mm). The average value of the air temperature for the period was 25.09 °C. The highest average temperature occurred in September (28.5 °C) and the lowest in May (23.1 °C). Relative air humidity in the region remained above 57%, with November and December having the lowest values (57%) and April, the highest (98.01%) month (Fig. S2, Supplementary material).

Litterfall production

In each sampling area, 10 collectors made of 2mm nylon mesh measuring 1.0×1.0×0.15 m, installed 30 cm above the soil surface were randomly distributed to avoid litter mass loss due to microbial activity. To avoid the edge effect, the collectors were installed at a minimum distance of 100m from the edge. The litter was collected monthly, over a period of 12 months, from August 2016 to July 2017. Each sample collected was divided into fractions: leaves, thin branches (diameter ≤ 2 cm), reproductive material (flowers, fruits and seeds) and residues (unidentified plant material and parts of animals and/or waste). The latter was excluded from the analysis because this fraction is composed of material from different origins and that cannot be identified (Vidal et al., 2007). In the laboratory, the materials were packed in paper bags and submitted to forced circulation at 65 °C for 72 h. Each fraction was weighed separately on a 0.001 g high precision digital scale to determine its contribution to total litterfall. The total production was obtained through the sum of the four fractions, which represents the monthly production of litter per collector. The annual production of litterfall was obtained through the sum of the monthly production of the collectors and was recorded in $\text{mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to allow comparison with other studies (Almeida et al., 2015).

Litter decomposition

For estimating litter decomposition, portions of 10 g of leaves previously dried in an oven at 65 °C until constant weight, were packed in litter bags with 1mm² mesh and measuring 20×20 cm and were randomly distributed on the surface of the forest floor, simulating the natural fall of the materials from which litter originates.

The litter bags (28 per site study and 448, in total; see Table S1 supplementary material) were installed at the beginning of August and collected at 30, 60, 90, 120, 150,

180 and 210 days. At each period, four bags were removed in each settlement. After collection, the material contained in each decomposition bag was cleaned with a brush to remove soil particles and possible organisms attached to the leaves. Subsequently, the material was oven dried at 60 °C for 72 h and weighed to obtain the remaining mass.

Data analysis

Data was examined using univariate and multivariate two-tailed analyses. Data analyses were performed with the statistical program SPSS 17 for Windows and R v3.5.0 (R Development Core Team, 2016) using the packages *vegan* (Oksanen et al., 2013) and *glm2* (Marschner, 2011). Variables were tested for assumptions such as normality and homoscedasticity by inspecting residuals and using the Shapiro-Wilk test (Shapiro and Wilk, 1965).

Habitat-specific environmental conditions

We used One-way ANOVAs to gauge significant differences in environmental conditions among the studied habitats. Tukey post hoc tests were applied to check for pair-wise differences (Sokal and Rohlf, 1995). Additionally, a Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) was applied to collapse similarities/differences in litterfall production (total and fractions) between the different habitats, so that they could be easily visualized and interpreted.

Habitat-specific litterfall production and seasonality

Two-way ANOVA, followed by pair-wise comparisons (Tukey's test,) was applied to verify possible interactions between litterfall production (total and fractions), habitats and seasons. Before applying the ANOVA, the normality of the data was verified by the Shapiro-Wilk test.

Influence of environmental conditions on litterfall production

A generalized linear model (GLM) analysis was used to determine the variation in litterfall production (response variable) attributable to the environmental conditions considered (explanatory variables, see please Measurement of environmental variables), and which of them significantly contributed to explain such responses. We assessed the fit of each candidate model using the Akaike information criteria (AIC) value (Akaike, 1974; Hurvich and Tsai, 1989), by comparing all possible combinations

using the Akaike weights (AIC_{wi}, Anderson et al., 2000). The equation with the lowest AIC and highest adjusted R^2 was selected in order to reduce complexity in statistical model selection (e.g. Santos et al., 2011). To deal with over-dispersion, we used the mean regression function and the variance function from the Poisson generalized linear model, leaving the dispersion parameter unrestricted (quasi-Poisson). This strategy results in the same coefficient estimates as the standard Poisson model; however, inference is adjusted for over-dispersion (O'Hara and Kotze, 2010). The tolerance values of explanatory variables were used to assess multicollinearity and remove redundant variables using Spearman's rho correlation coefficient (only predictors with correlation lower than 0.7, e.g. Elith et al., 2006).

Habitat-specific litter decomposition

The decomposition rate of the litter was quantified by means of mass loss measurements, with the following formula: $Re\% = (Po / Pr) \times 100$, where, Re is the percentage of mass remaining; Po is the initial dry weight of the leaf; Pr is the remaining weight (or final weight) of the leaflet, observed at the end of each month of study.

After the calculation of the remaining mass over the period, the decomposition constant k was calculated, according to Thomas and Asakawa (1993), according to the exponential model: $X_t = X_o \cdot e^{-kt}$, where, X_t weight of the dry material remaining after t days; X_o is weight of the dry material placed in the bags at time zero ($t=0$), and k is the decay constant (unit: year^{-1}). Possible differences between decay rates were tested by analysis of covariance (ANCOVA), using habitat as covariate.

Results

Habitat-specific environmental conditions

The variables canopy cover, diameter at breast height and density were significantly different among all habitats, with higher values for primary forest - PF ($P < 0.05$). The secondary forest SF-5 (5 years of regeneration) was hotter and significantly different from PF and SF-25 ($P < 0.05$), but not significantly different when compared to SF-15 ($P > 0.05$). Relative air humidity was higher in PF and SF-15, while SF-5 was less humid ($P < 0.05$). There was no statistically significant difference between the habitats regarding monthly precipitation ($P > 0.05$). Regarding soil pH, SF-5 had more

acidic soils, while PF had more alkaline soils (see Table S2, Supplementary material for associated variable differences between habitats).

Habitat-specific litterfall production and seasonality

The average annual litterfall production of the four areas, for the period studied, was $9.095 \text{ mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The total annual litter production was significantly different among the studied habitats (ANOVA, $F_{3,957} = 5.37$, $P < 0.0001$). The primary forest - PF, presented higher annual production of litter ($10.86 \text{ mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), significantly higher than the other habitats ($P < 0.0001$). On the other hand, the secondary forest with five years of regeneration (SF-5) produced the smallest annual amount of litter ($7.41 \text{ mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and was significantly lower in relation to the other habitats ($P < 0.01$). The total litter production in the secondary forests (SF-25 and SF-15) did not differ among themselves ($P > 0.05$) (Fig. 1) (see supplementary material, Table S3, for details of the associated differences and Tukey post-hoc values).

The leaf fraction presented the highest contribution in total litter production in all studied habitats (annual average $\text{mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $dp \pm 0.944$). ANOVA showed statistical difference in leaf production between the studied habitats ($F_{3,957} = 51.18$, $P < 0.001$), being higher in PF ($P < 0.01$). Secondary forests did not show significant differences in leaf production ($P > 0.05$) (Fig. 1). The second largest fraction that contributed to total litter production was the twigs (annual average of $2.11 \text{ mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $dp \pm 0.334$), being statistically different between the studied habitats (ANOVA, $F_{3,957} = 83.48$, $P < 0.001$). SF-5 was the habitat that presented the greatest contribution of twigs ($P < 0.01$). The other habitats did not differ ($P > 0.05$) (Fig. 1). Fruits and flowers were significantly different between habitats (ANOVA, $F_{3,184} = 281.51$, $P < 0.05$; $F_{3,266} = 164.49$, $P < 0.05$, respectively), with PF presenting higher values than the other habitats ($P < 0.05$) (Fig. 1) (see supplementary material, Table S3 for details of the associated differences and Tukey post-hoc values). Regarding the annual litterfall production pattern (total and fractions), the NMDS results depicted significant similarities/differences between habitats: higher production of fruits and flowers in the primary forest (PF) and later secondary forest (SF-25), and the higher production of forest twigs in the early stages of regeneration (SF-5) (Fig. 2).

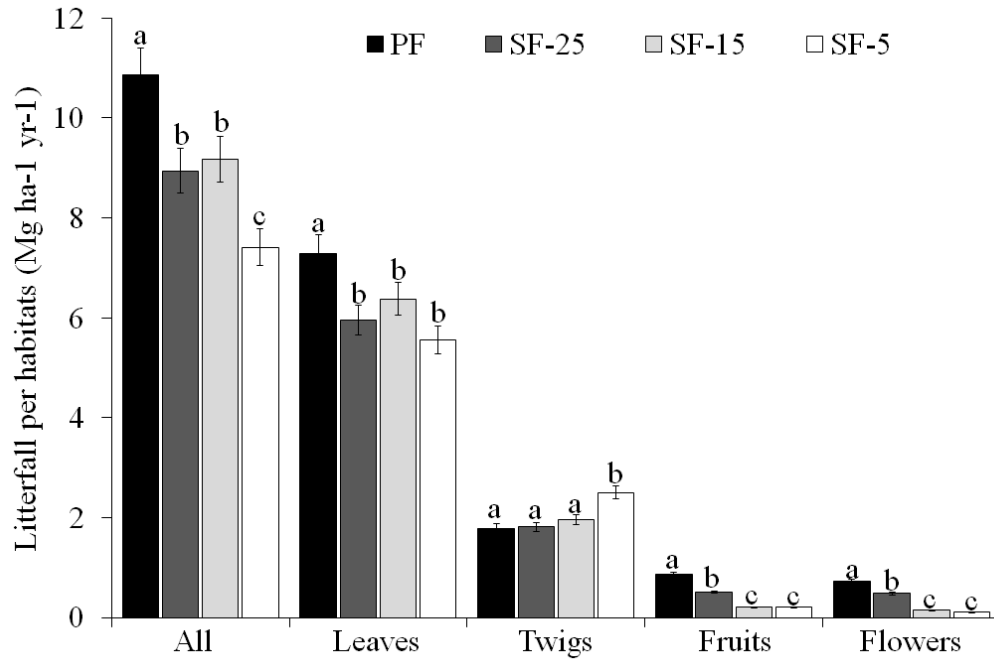


Fig. 1. Barplot expressing the annual average litterfall production and fractions per habitat. Error bars indicate 95% confidence intervals. The values followed by the same letters are not significantly different according to Tukey test. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration).

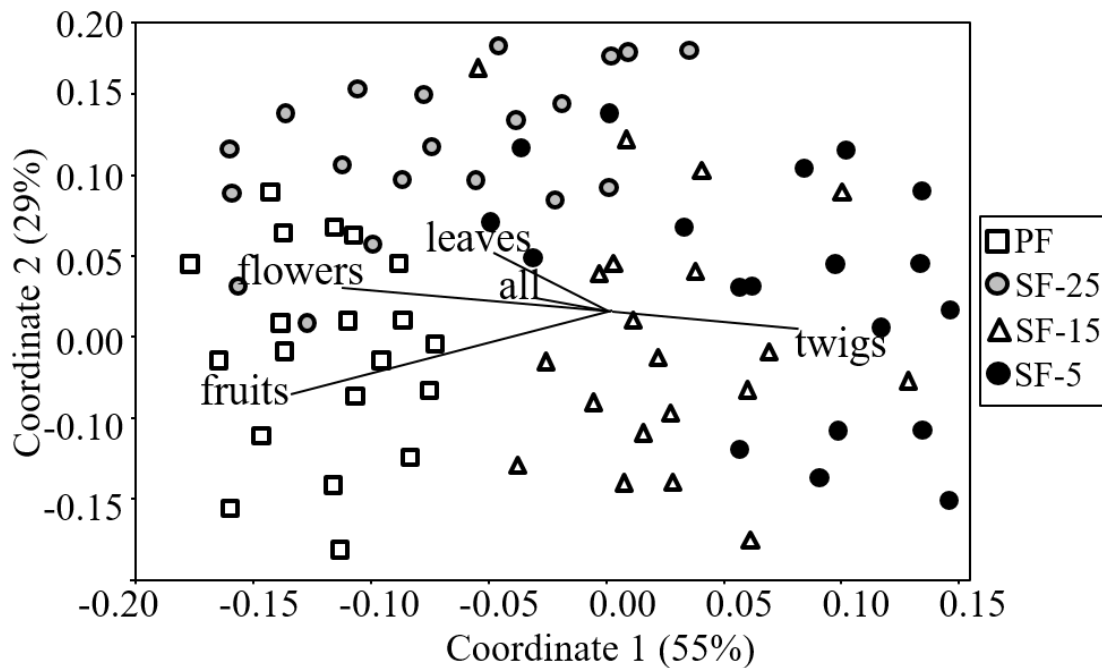


Fig. 2. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) showing the annual litterfall production pattern (total and fractions) grouped in accordance with the habitats. PF,

Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration).

The total deposition of litter and its fractions followed a seasonal pattern throughout the analyzed period. During the dry season (September to November) there was an increase in total litter production, strongly influenced by the increase in leaf and branch production, a pattern observed in all the studied habitats (Fig. 3 and Fig. 4). There was a statistically significant difference in the production of leaves and branches, with higher values in the drier months for all habitats ($P < 0.05$) (Fig. 3 and Fig. 4). Flowers and fruits were higher in rainy periods in all the environments studied. However, no statistically significant difference was observed ($P > 0.05$), with the exception of PF that presented higher biomass in the rainy season for flowers and fruits ($P < 0.05$) (Fig. 3 and Fig. 4).

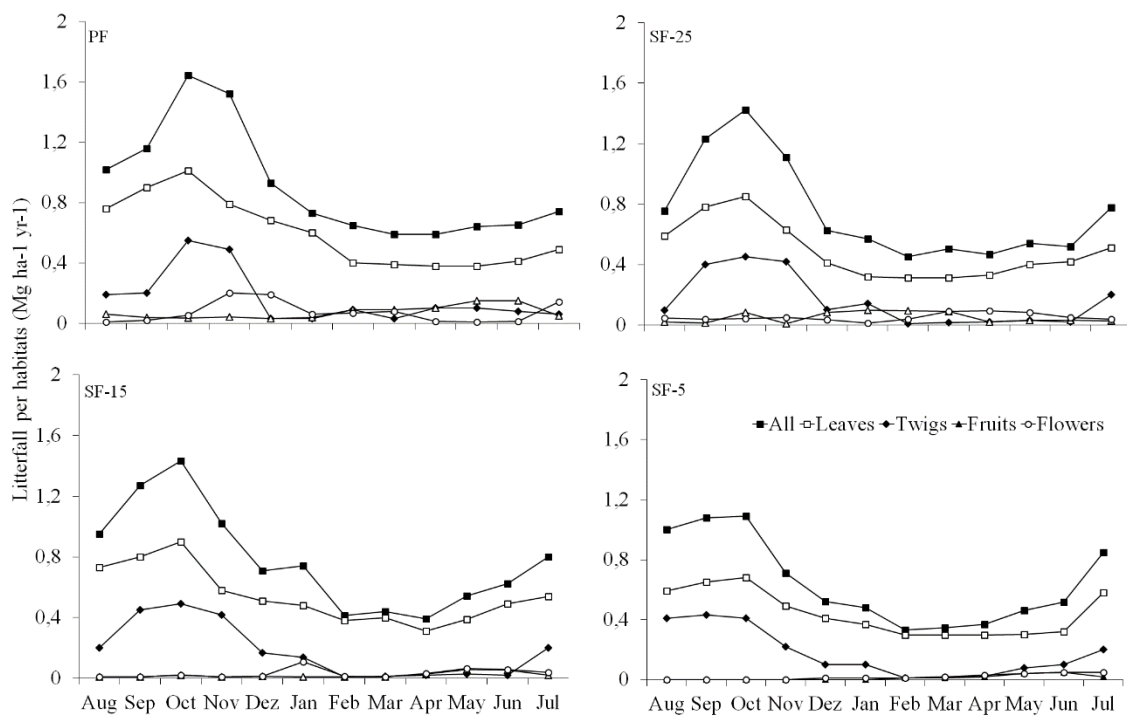


Fig. 3. Mean monthly litter fall and fraction per habitat. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration).

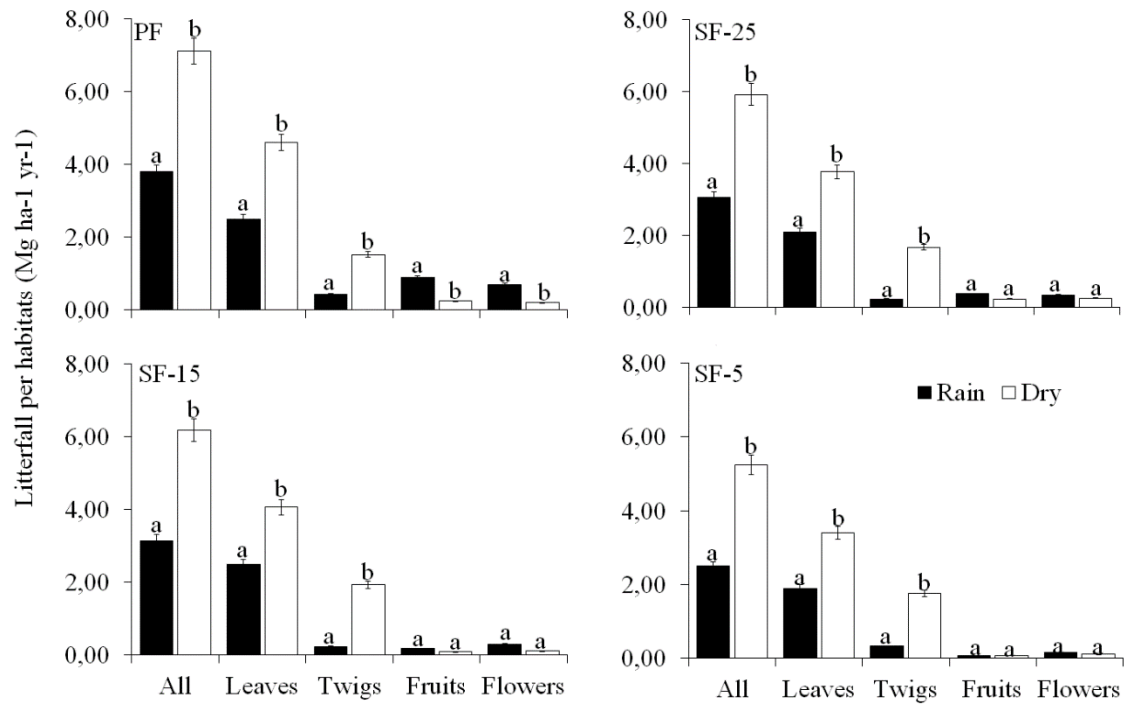


Fig. 4. Seasonal litterfall production (total and fractions) for the rainy season (corresponding january to june) and dry period (corresponding july to december) for all the studied habitats. The values followed by the same letters are not significantly different according to Tukey test.

Influence of environmental conditions on litterfall production

The results of the generalized linear models (GLM) indicated that the total litterfall production and its fractions were explained by six variables: temperature, canopy cover, tree circumference, tree density, humidity and precipitation (Table 1). Total litterfall production was positively correlated with temperature and canopy cover and negatively correlated with humidity and tree circumference. Leaf fall was positively influenced by higher temperatures and negatively influenced by humidity. The production of twigs was influenced by the canopy cover. Canopy cover, tree density and precipitation were associated with an increase in fruit production, while the temperature negatively influenced the production of fruits (Table 1).

Table 1 Parameter values of the generalized linear models (GLM; selected by the highest Akaike weight and adjusted R²) used to determine of the variation in litterfall production. Akaike Information Criteria (AIC), Akaike information criteria weights (AICw – values in parentheses), Adjusted R² (AdjR²), Variance ratio (F), significance level (**P < 0.001, *P < 0.01). (T, Temperature; CC, Canopy cover; DBH, Diameter at breast height; D, Density; H, Humidity; P, Precipitation).

Equations	AIC (AICw)	AdjR ²	F
Litterfall Production			
All = 27.051 + 0.207*T + 0.314*CC - 0.411*DBH - 0.159*H	51.932 (1.862)	0.74	28.01**
Leaves = -2.342 + 0.31*T - 0.029*H	17.443 (0.821)	0.62	44.13**
Twigs = -4.115 + 0.082*CC	26.176 (0.516)	0.39	37.74*
Fruits = 37.214 - 0.212*T + 0.192*CC + 0.501*D + 0.092*P	13.001 (0.759)	0.22	20.14*

Habitat-specific litter decomposition

An exponential regression model adequately described decomposition rates for all habitats studied, with R² values varying from 0.83 to 0.97 (Fig. 5, see model equations for all habitats in Table S4, supplementary material). The average litter decomposition rate for all habitats was approximately 55%. The most conserved habitats (PF and SF-25) attained highest rates of decomposition with (60% and 57%, respectively) (Fig. 5). The rate of decomposition was more intense in the first 60 days for all habitats (Fig. 5).

The habitat type had a significant effect on litter decomposition in the studied habitats (ANCOVA, F = 19.54, P < 0.01), and the process was hastened in PF in relation to disturbed habitats (SF-15 and SF-5, P < 0.05). However, PF was not different from SF-25 (P > 0.05). SF- 15 and SF-5 also did not differ among themselves in the decomposition rates (P > 0.05) (Fig. 5).

The average decomposition rate K obtained for the period was 0.35. However, each environment had different rates: PF (K = 0.49), SF-25 (K = 0.38), SF-15 (K = 0.28) e SF-5 (K = 0.26).

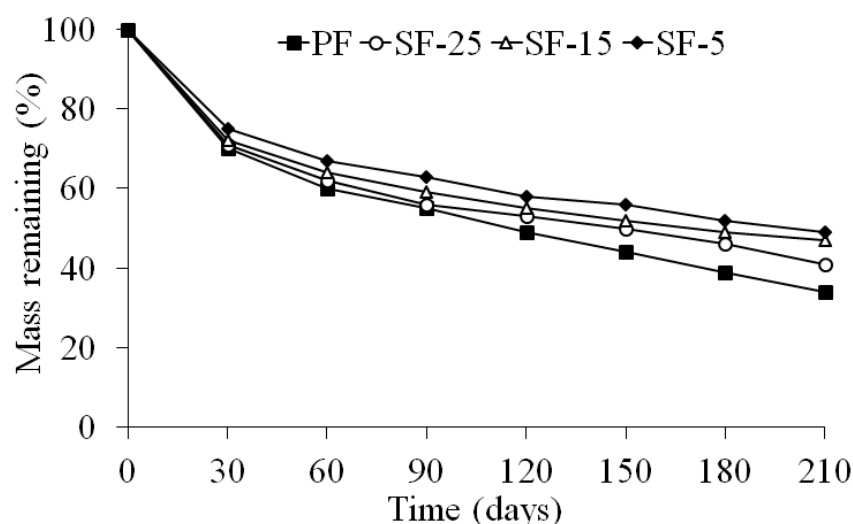


Fig. 5. Percent of initial dry-mass remaining as a function of incubation period in litter. The decomposition equations of the exponential regression model for all studied habitats are expressed in Table S4, supplementary material. PF: Primary Forest; SF-25: Secondary Forest (25 years of regeneration); SF-15: Secondary Forest (15 years of regeneration); SF-5: Secondary Forest (5 years of regeneration).

Discussion

Litterfall production and habitats

The known values of litterfall production for tropical forests apparently demonstrate the varied character of this process, which must be analysed by including the interaction of climatic, edaphic, biological factors, and successional stages of forests (Cianciaruso et al., 2006). This study found a higher production of leaves among the litter fractions, followed by twigs, reproductive parts and miscellaneous. These results were consistent with the pattern observed in most tropical forests (Sousa Neto et al., 2011; Dickow et al., 2012). The specific separation of leaf fraction is of great importance as it can provide data on phenology, nutrition, and patterns of nutrient cycling system (Ferreira et al., 2014). Leaves are one of the most important components of litter and respond rapidly to climatic changes (Liu et al., 2004). On our study site, the proportion of leaf litterfall in relation to stems and reproductive structures was higher across all months. On the other hand, secondary forest with 5 years of regeneration presented a higher production of twigs. According to Almeida et al. (2015), areas with low plant density have simple vertical and horizontal vegetation structure, affecting litterfall production. This simplification of forest structure allows greater wind speed within the forest, which can cause the fall of branches and leaves (Almeida et al., 2015).

The effect of wind combined with low air humidity and high temperatures increases evapotranspiration levels and accentuates the effects of water stress on litterfall production (Almeida et al., 2015). The number and density of mature trees in primary forests that regularly produce abundant flowers, fruits, and seeds during the year may result in a higher variation in reproductive parts compared to secondary forests. The higher litterfall in the primary forest compared to the secondary forests has corroborated our hypotheses that higher litterfall would be observed in the primary forest due to their superior biomass and closed canopy (Werneck et al., 2001; Vidal et al., 2007). The higher biomass produced in the primary forest may be associated with a high number of old and large tree species that present greater deposition of the leaf fraction, especially during the dry season. This process may be a response to water stress because abscission would reduce the water loss through transpiration (Londe et al., 2016).

Several factors affect the production of litterfall, such as succession stage, tree age, and dominant plant or tree species (Barlow et al., 2007; Celentano et al., 2011). Quantitative changes in the litter layer affect the population dynamics and community structure of soil animals that in turn affect the breakdown of organic matter and its incorporation into the soil (Sayer, 2006; Santos et al., 2008). In disturbed areas, the litterfall composition may have a great importance to understand ecological properties because the diversity of plant species is related to biomass production and availability of nutrients to the soil. Moreover, litterfall composition provides information regarding the relationships between living beings and the ecosystem (Ferreira et al., 2014).

Litterfall seasonality and environmental conditions

Litterfall may be affected by physical factors such as the mechanical action of wind and rain and plant physiological responses to environmental changes (Santiago and Mulkey, 2005; Valenti et al., 2008). On a regional scale, precipitation and temperature are the most important climatic factors controlling ecological processes (Liu et al., 2004) related to the litterfall (Cianciaruso et al., 2006; Valenti et al., 2008). The pattern of temporal variation in litterfall production found in our study, with a peak in dry periods, has been recorded in most studies in the Amazon and other tropical regions (Barlow et al., 2007; Silva et al., 2011). Leaf aging, caused by photoinhibition, stomatal closure, and subsequent leaf overheating, might lead to leaf shedding at the end of the dry season (Sanches et al., 2009; Almeida et al., 2015). As a side effect, trees are prepared for the upcoming season of highest net primary production. By contrast, the

peaks during the rainy season are the result of strong winds and thunderstorms (Dawoe et al., 2010; González-Rodríguez et al., 2011). This finding explains the observed increase in peaks of branch and deposition inactivity during wet months.

The production pattern of the fractions that compose the litterfall, in relation to the dry and rainy period, corroborates several studies (Silva et al., 2007; Sanches et al., 2008). The mechanical action of rain (during rainy season) associated with wind may have contributed to an increase in the reproductive material of plants (flowers and fruits) in primary and late secondary forests and the highest number of twigs in the forest in the early stages of regeneration (Vendrami et al., 2012). The pattern observed for the reproductive material fraction may be related to the adaptation of many species to the local climatic seasonality. Flowering and/or fruiting occur at the end of the dry season and beginning of the rainy season when more favourable conditions for seed germination and seedling development are present (Muniz, 2008; Almeida et al., 2015). In addition, forests in early stages of regeneration have few species of flowering plants, probably because they have not reached reproductive age yet (Londe et al., 2016). The highest production of reproductive parts during the highest precipitation period may emerge due to the increased investment of plants in reproduction because the environmental conditions are less limiting. Barlow et al. (2007) found a higher production of fruit during the wet season in a secondary forest in the Amazon. Sanches et al. (2009) examined data indicating that the fraction of reproductive parts (i.e. flowers) was observed only in the rainy season. The production pattern observed in the fraction the twigs, mainly fine twigs, is possibly associated with the mechanical energy imposed by the wind during rains, allied to the weight gain of the twigs by watering, thus facilitating its fall and, consequently, increasing its production at the beginning of rains (Martins and Rodrigues, 1999; Almeida et al., 2015). Drying and dying of smaller branches during the dry season can also contribute to their fall at the beginning of the rainy season.

Litter decomposition, habitats and environmental conditions

The litter decomposition process has a fundamental role in the nutrient flux to the soil (Patricio et al., 2012). Its significance increases in degraded sites where the recovery of self-determining functions strengthens their existence (Horodecki and Jagodziński, 2017). In our study, the hypothesis that decomposition rates would differ between habitats was supported. Gradients of forest recovery/disturbance were

associated with trends in decomposition. Primary forests and late secondary forests presented faster decomposition rates compared to secondary forests at the initial regeneration stages. This result counteracts studies on tropical forest succession showing that environmental conditions for litter decomposition at the early successional phases were as favourable as those at the late successional phases (Xuluc-Tolosa et al., 2003; Vasconcelos and Laurance, 2005). On the other hand, higher temperatures and lower soil moisture in younger forests under a developing canopy may contribute to slower decomposition rates (Martius et al., 2004), which reinforce the hypothesis of higher soil moisture and higher decomposition rate found in this study during the litterbag exposition. According to Uma et al. (2014), the processes of leaf decay are largely controlled by soil microorganisms and are, therefore, influenced by temperature, moisture, and pH.

The material exposed to decomposition showed a marked decrease in the first months (average of approximately 28% in the first 30 days), which might be expected due to the great contribution of organic matter to the total litterfall. This finding can be attributed to favourable climatic conditions of the tropics (high temperature and humidity) for decomposition activity (Vendrami et al., 2012). At a regional scale with similar climatic conditions, litter decomposition rates are primarily controlled by litter quality (Pandey et al., 2007; Cornwell et al., 2008). In addition, leaf litter decomposition is a complex process affected by tree species, microclimate, and soil properties. Several authors indicated that the role of litter quality in enhancing decomposer activities is at least as important as abiotic factors (e.g. temperature and soil moisture) in tropical and temperate forests (Madritch and Cardinale, 2007; Cizungu et al., 2014; Veen et al., 2015). Tree species affect decay dynamics by supplying litter of a specific quality and generating species- specific micro-environmental conditions. Weight loss during leaf decomposition can be divided into two phases: an initial rapid loss due to the leaching of soluble components in the litter such as sugars and proteins and a period of slower mass loss due to the breakdown of more recalcitrant components such as cellulose and lignin (Xu et al., 2004).

Litterfall and litter decomposition as indicators of forest recovery

Anthropogenic disturbance such as deforestation for monocultures, forest fires, forest fragmentation, selective cutting of timber affects soil and litter characteristics as well as biodiversity (Erfani et al., 2017). Thus, sustainable management requires a

detailed understanding of the complex relationships between disturbance levels and ecosystem functioning indicators (Cajaiba et al., 2018). Litterfall is a useful indicator of productivity and ecological functions and has been used to monitor site productivity and nutrient cycling (Khanna et al., 2009). The monitoring protocol requires frequent visits to litterfall traps for at least an entire year in tropical forests (Martinelli et al., 2017). Careful analysis of nonfoliar fractions can reveal valuable additional information and guide management and restoration actions (Londe et al., 2016). An example is the fruit that composes the fraction of reproductive litterfall: a large fraction of fruit may indicate the relationship between large vertebrates and seed dispersal (Ferreira et al., 2014). Moreover, the fall of twigs may be an indirect indicator of community maturity because young plants tend to lose smaller twigs (Londe et al., 2016). In fact, the NMDS analysis demonstrated that the recovery of forests is associated with higher production of fruits and flowers, while the dominance of twigs and branches indicated disturbance. These functional characteristics must be selected according to land use, soil characteristics, and environmental circumstances (Cardoso et al., 2013; Erfani et al., 2017). In this way, understanding of litter dynamics in different stages of forest regeneration could be used as a proactive method to recommend restoration practices for landowners and public agencies (Celentano et al., 2011).

Implications for forest management and restoration in neotropical ecosystems

Secondary forests in the neotropics typically occur on land abandoned after few years of cultivation because of the characteristic low soil fertility (Gómez-Acata et al., 2016; Tian et al., 2018). Neotropical forests have been drawing more attention due to increasing intensity of anthropogenic disturbance because they may act as buffer zones, service providers, and habitats for endangered species displaced from destroyed primary forests (Brearley et al., 2004). Although secondary forests may replace some important ecosystem functions such as nutrient cycling and carbon storage (Ostertag et al., 2008), other attributes such as biodiversity may take a longer time to recover because they are highly depend on complex dispersion and habitat selection processes (e.g. Gardner et al., 2007; Barlow et al., 2007; Trumbore et al., 2015). It is therefore vital to understand which functions and services can be provided by secondary forests and to what extent ecosystem functioning is restored during forest recovery and regeneration (Lohbeck et al., 2015). This information will be fundamental to sustain functions and services in future tropical forest landscapes dominated by anthropogenic

habitats (Lohbeck et al., 2015). Strategies to implement forest recovery are particularly needed in the tropics, given the rate of landscape change (Lamb et al., 2005) and the need to maintain essential ecosystem functioning (Celentano et al., 2011).

Conclusion

The obtained results represent a useful contribution to understand the relevance the dynamics of the litterfall and litter decomposition under very complex and variable regional conditions. In general, our results have shown that in Amazonia (1) the decomposition of litter is slower in more disturbed environments than late primary and secondary forests, and (2) within similar climatic conditions, litterfall and litter decomposition rates begin to stabilize in 25-y-old secondary forests. However, previous studies have shown that not all nutrient cycling functions are restored in the long term (e.g. Martius et al., 2004). Therefore, litterfall and decomposition experiments in older secondary forests should be done to clarify if the effects of microclimatic patterns are consistent through the years. We consider the relation between these patterns and the potential effects of on decomposition under landuse change fundamental investigation. In addition, future work should also examine in detail the role of the diversity of decomposers (invertebrates, bacteria and fungi) for the magnitude and stability of litter decomposition in tropical forests. Nevertheless, since ecological integrity of the studied ecosystems can be only partly assessed by litterfall indicators, our results should be complemented with information from other indicators, interactions and interferences with precise applicability conditions. Despite the limitations inherent to a preliminary demonstration, the methodology proposed is applicable to other type of ecosystems affected by gradients of changes.

Acknowledgements

We thank the Lucas Paixão, Edielson Mendes, Ediones Santos, Sidicley Santos, Renato Cajaiba and Murilo Vieira for assistance in the field works. This research was supported by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) through a Masters fellowship (to WBS), and by European Investment Funds by FEDER/ COMPETE/POCI–Operational Competitiveness and Internationalization Program, under Project POCI-01-0145-FEDER-006958 and National Funds by FCT - Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UID/AGR/04033/2013.

References

- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M.J., Muñiz, M., 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45, 262–271.
- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716–723.
- Almeida, E.J., Luizão, F., Rodrigues, D.J., 2015. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. *Acta Amazônica* 45, 157–166.
- Anderson, D., Burnham, K., Thompson, W., 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *The Journal of Wildlife Management* 64, 912–923.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Ferreira, L.V., Peres, C.A., 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 247, 91–97.
- Brearley, F.Q., Prajadinata, S., Kidd, P.S., Proctor, J., Suriantata, 2004. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management* 195, 385–397.
- Cajaiba, R.L., Périco, E., Caron, E., Dalzochio, M.S., Silva, W.B., Santos, M., 2017b. Are disturbance gradients in neotropical ecosystems detected using rove beetles? A case study in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 405, 319–327.
- Cajaiba, R.L., Périco, E., Da Silva, W.B., Vieira, T.B., Dalzochio, M.S., Bastos, R., Cabral, J.A., Santos, M., 2018. How informative is the response of Ground Beetles' (Coleoptera: Carabidae) assemblages to anthropogenic land use changes? Insights for ecological status assessments from a case study in the Neotropics. *Science of the Total Environment* 636, 1219–1227.
- Cajaiba, R.L., Périco, E., Dalzochio, M.S., Silva, W.B., Bastos, R., Cabral, J.A., Santos, M., 2017a. Does the composition of Scarabaeidae (Coleoptera) communities reflect the extent of land use changes in the Brazilian Amazon? *Ecological Indicators* 74, 285–294.
- Caldeira, M.V.W., Silva, R.D., Kunz, S.R., Zorzanelli, J.P., Godinho, T.O., 2013. Biomassa e nutrientes da serrapilheira em diferentes coberturas florestais. *Comunicata Scientiae* 4, 111–119.

Camargo, M., Giarrizzo, T., Jesus, A.J.S., 2015. Effect of seasonal flooding cycle on litterfall production in alluvial rainforest on the middle Xingu River (Amazon basin, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 75, 250–256.

Cardoso, E.J., Vasconcellos, R.L., Bini, D., Miyauchi, M.Y., Santos, C.A., Alves, P.R., Paula, A.M., Nakatani, A.S., Pereira, J.M., Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola* 70, 274–289.

Celentano, D., Zahawi, R.A., Finegan, B., Ostertag, R., Cole, R., Holl, K.D., 2011. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. *Biotropica* 43, 279–287.

Chazdon, R.L., 2014. Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. University of Chicago Press, Chicago.

Chazdon, R.L., Brancalion, P.H., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., Kumar, C., 2017. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters* 10, 125–132.

Cianciaruso, M.V., Pires, J.R., Delitti, W.C., Silva, E.P., 2006. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 20, 49–59.

Cizungu, L., Staelens, J., Huygens, D., Walangululu, J., Muhindo, D., Cleemput, O., Boeck, P., 2014. Litterfall and leaf litter decomposition in a central African tropical mountain forest and *Eucalyptus* plantation. *Forest Ecology and Management* 326, 109–116.

Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Quested, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D.A., Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T.V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11, 1065–1071.

Dawoe, E.K., Isaac, M.E., Quashie-Sam, J., 2010. Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant Soil* 330, 55–64.

Dickow, K., Marques, R., Pinto, C.B., Höfer, H., 2012. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. *Cerne* 18, 75–86.

- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Ferrier, M., Dudik, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McCoverton, J., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ)., 1997. Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro.
- Erfani, M., Salmanmahiny, A., Danehkar, A., Etemad, V., 2017. Modeling of forest soil and litter health using disturbance and landscape heterogeneity indicators in northern Iran. *Journal of Mountain Science* 14, 1801–1813.
- FAO., 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales: ¿Cómo estan cambiando los bosques del mundo? Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Ferreira, M., Silva, J.L., Pereira, E., Lamano-Ferreira, A., 2014. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. *Revista Árvore* 38, 591–600.
- Figueiredo Filho, A., Moraes, G.F., Schaaf, L.B., Figueiredo, D.J., 2003. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila mista localizada no Sul do estado do Paraná. *Ciência Florestal* 13, 11–18.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Parry, L., Peres, C.A., 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica* 39, 25–30.
- Gessner, M.O., Swan, C.M., Dang, C.K., McKie, B.G., Bardgett, R.D., Wall, D.H., Hättenschwiler, S., 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 372–80.
- Gómez-Acata, E.S., Valencia-Becerril, I., Valenzuela-Encinas, C., Velásquez-Rodríguez, A.S., Navarro-Noya, Y.E., Montoya-Ciriaco, N., Suárez-Arriaga, M.C., Rojas-Valdez, A., Reyes-Reyes, B.G., Luna-Guido, M., Dendooven, L., 2016. Deforestation and cultivation with maize (*Zea mays* L.) has a profound effect on the bacterial community structure in soil. *Land Degradation & Development* 27, 1122–1130.
- González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T.G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M.V., Ramírez-Lozano, R.G., Pando-Moreno, M., Fernández, C.J., 2011. Litterfall

deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology* 212, 1747–1757.

Holanda, A.C., Feliciano, A.P., Freire, F.J., Sousa, F.Q., Freire, S.R., Alves, A.R., 2017. Litter production and nutrients in area of Caatinga biome. *Ciência Florestal* 27, 621–633.

Horodecki, P., Jagodziński, A.M., 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested postmining sites. *Forest Ecology and Management* 406, 1–11.

Hurvich, C., Tsai, C., 1989. Regression and time series model in small samples. *Biometrika* 76, 297–307.

Khanna, P.K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J., Meiwes, K.J., 2009. Biomass and Element Content of Foliage and Aboveground Litterfall on the Three Long-Term Experimental Beech Sites: Dynamics and Significance. In: Brumme, R., Khanna, P.K. (eds) *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. Ecological Studies, vol 208. Springer, Berlin, Heidelberg.

Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310, 1628–1632.

Lanuza, O., Casanoves, F., Zahawi, R.A., Celentano, D., Delgado, D., Holl, K., 2018. Litterfall and nutrient dynamics shift in tropical forest restoration sites after a decade of recovery. *Biotropica* 50, 491–498.

Liu, C., Westman, C.J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G.Z., Man, R., Ilvesniemi, H., 2004. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 13, 105–114.

Lohbeck, M., Poorter, L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., 2015. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. *Ecology* 96, 1242–1252.

Londe, V., Sousa, H., Kozovits, A., 2016. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at Das Velhas River, southeast Brazil. *Tropical Ecology* 57, 355–360.

Madritch, M.D., Cardinale, B.J., 2007. Impacts of tree species diversity on litter decomposition in northern temperate forests of Wisconsin, USA: a multi-site experiment along a latitudinal gradient. *Plant Soil* 292, 147–159.

Marschner, I.C., 2011. glm2: Fitting generalized linear models with convergence problems. *The R Journal* 3/2, 12–15.

- Martinelli, L.A., Lins, S.R., Santos-Silva, J.C., 2017. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 49, 443–451.
- Martins, S.V., Rodrigues, R.R., 1999. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22, 405–412.
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M.V.B., Römcke, J., Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rain forest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 137–154.
- Muniz, F.H., 2008. Padrões de floração e frutificação de árvores da Amazônia Maranhense. *Acta Amazônica* 38, 617–626.
- Nascimento, L.S., Cerqueira, R.M., Henderson, B.R., 2015. Litterfall production in a fragment adjacent to a mining pit, Ribeirão Grande, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 19, 892–897.
- O’Hara, R.B., Kotze, D.J., 2010. Do not log-transform count data. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 118–122.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, R., 2013. *Vegan: community ecology package*.
- Ostertag, R., Marín-Spiotta, E., Silver, W.L., Schulten, J., 2008. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems* 11, 701–714.
- Pandey, R.R., Sharma, G., Tripathi, S.K., Singh, A.K., 2007. Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India. *Forest Ecology and Management* 240, 96–104.
- Patricio, M.S., Nunes, L.F., Pereira, E.L., 2012. Litterfall and litter decomposition in chestnut high forest stands in northern Portugal. *Forest Systems* 21, 259–271.
- Paudel, E., Dossa, G.G., Xu J., Harrison, R.D., 2015. Litterfall and nutrient return along a disturbance gradient in a tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 353, 97–106.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1633–1644.
- Perz, S.G., Walker, R., 2002. Household life cycles and secondary forest cover among small farm colonists in the Amazon. *World Development* 30, 1009–1027.

- Pinto, H.A., Barreto, P.B., Gama-Rodrigues, E.F., Oliveira, F., Paula, A., Amaral, A., 2016. Leaf litter decomposition in native forest, plantation of *Pterogyne nitens* and *Eucalyptus urophylla* in southwestern Bahia. *Ciência Florestal* 26, 1141–1153.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8, 1415–1440.
- R Development Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Sanches, L., Valentini, C.M.A., Biudes, M.S., Nogueira, J.S., 2009. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13, 183–189.
- Sanches, L., Valentini, C.M.A., Pinto Júnior, O.B., Nogueira, J.S., Vourlitis, G.L., Biudes, M.S., Silva C, Bambi P, Lobo F., 2008. Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. *Journal of Geophysical Research* 113, 1–9.
- Santiago, L.S., Mulkey, S.S., 2005. Leaf productivity along a precipitation gradient in lowland Panama: patterns from leaf to ecosystem. *Structure and Function* 19, 349–356.
- Santos, E., Franklin, E., Luizão, F., 2008. Litter manipulation and associated invertebrate fauna in secondary forest, central Amazonia, Brazil. *Acta Oecológica* 34, 274–284.
- Santos, M., Freitas, R., Crespi, A.L., Hughes, S.J., Cabral, J.A., 2011. Predicting trends of invasive plants richness using local socio-economic data: an application in North Portugal. *Environmental Research* 11, 960–966.
- Sayer, E., 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 81, 1–31.
- Schilling, E.M., Waring, B.G., Schilling, J.S., Powers, J.S., 2016. Forest composition modifies litter dynamics and decomposition in regenerating tropical dry forest. *Oecologia* 182, 287–297.
- Schumacher, M.V., Trüby, P., Marafiga, J.M., Viera, M., Szymczak, D.A., 2011. Espécies predominantes na deposição de serrapilheira em fragmento de floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* 21, 479–486.
- Scoriza, R., Rodrigues, F.P., 2014. Influence of precipitation and air temperature in production of litterfall in stretch of seasonal forest. *Floresta* 44, 687–696.

- Scoriza, R.N., Pereira, M.G., Pereira, G.H., Machado, D.L., Silva, E.R., 2012. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Floresta e Ambiente* 2, 1–18.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52, 591–611.
- Silva, A.L., Vasconcelos, S.S., Carvalho, C.R., Cordeiro, I.C., 2011. Litter dynamics and fine root production in *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* plantations and regrowth forest in Eastern Amazon. *Plant Soil* 347, 377–386.
- Silva, C.J., Sanches, L., Bleich, M.E., Lobo, F.A., Nogueira, J.S., 2007. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazonica* 37, 543–548.
- Silva, H.F., Barreto, P.B., Sousa, G.T., Azevedo, G.B., Gama-Rodrigues, E., Oliveira, F.B., 2014. Decomposition of leaf litter in three forest ecosystems in Southwest Bahia State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências* 12, 164–172.
- Silver, W.L., Hall, S.J., Gonzáles, G., 2014. Differential effects of canopy trimming and litter deposition on litterfall and nutrient dynamics in a wet subtropical forest. *Forest Ecology and Management* 332, 47–55.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological sciences*. WH Free Company, New York, USA.
- Sousa Neto, E., Carmo, J.B., Keller, M., Martins, S.C., Alves, L.F., Vieira, S.A., Piccolo, M.C., Camargo, P., Couto, H.T., Joly, C.A., Martinelli, L.A., 2011. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. *Biogeosciences* 8, 733–742.
- Thomas, R.J., Asakawa, N.M., 1993. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry* 23, 1351–1361.
- Tian J., Hea, N., Kong, W., Feng, D.K., Greene, S.M., Wang, X., Zhou, J., Kuzyakov, Y., Yu, G., 2018. Deforestation decreases spatial turnover and alters the network interactions in soil bacterial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 123, 80–86.
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. *Science* 349, 814–818.
- Uma, M., Saravanan, T.S., Rajendran, K., 2014. Growth, litterfall and litter decomposition of *Casuarina equisetifolia* in a semiarid zone. *Journal of Tropical Forest Science* 26, 125–133.

- Valenti, M.W., Cianciaruso, M.V., Batalha, M.A., 2008. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a Cerrado site. *Brazilian Journal of Biology* 68, 459–465.
- Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144, 456–462.
- Veen, G.F., Sundqvist, M.K., Wardle, D.A., 2015. Environmental factors and traits that drive plant litter decomposition do not determine home-field advantage effects. *Functional Ecology*, 29, 981–991.
- Vendrami, J.L., Jurinitz, C.F., Castanho, C.T., Lorenzo, L., Oliveira, A.D., 2012. Produção de serrapilheira e decomposição foliar em fragmentos florestais de diferentes fases sucessionais no Planalto Atlântico do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 12, 136–143.
- Vidal, M.M., Pivello, V.R., Meirelles, S.T., Metzger, J.P., 2007. Produção de serrapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): Importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica* 30, 521–532.
- Werneck, M.S., Pedralli, G., Gieseke, L.F., 2001. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica de Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24, 195–198.
- Werneck, M.S., Pedralli, G., Gieseke, L.F., 2001. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24, 195–198.
- Xu, X., Hirata, E., Enoki, T., Tokashiki, Y., 2004. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical forest after typhoon disturbance. *Plant Ecology* 173, 161–170.
- Xuluc-Tolosa, F.J., Vester, H.F.M., Ramirez-Marcial, N., Castellanos-Albores, J., Lawrence, D., 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174, 401–412.

Supplementary material

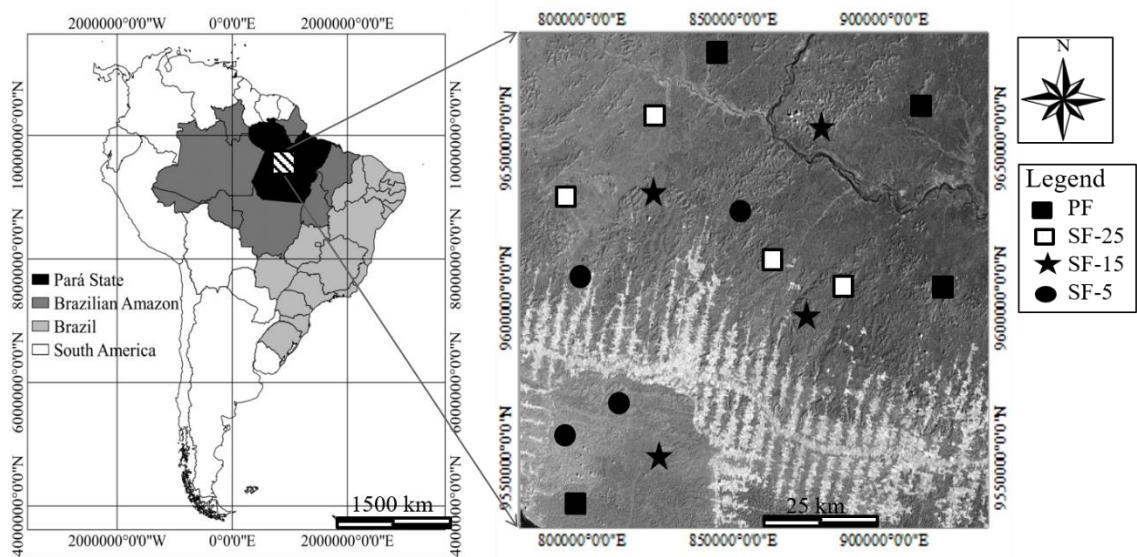


Figure S1. Location of the study region in the municipality of Uruará, state of Pará, northern Brazil. Location of the sampling areas (sites) associated with each ecosystem: PF (Primary forest), SF-25 (Secondary forest with 25 years of regeneration), SF-15 (Secondary forest with 15 years of regeneration), SF-5 (Secondary forest with five years of regeneration).

Table S1. Habitats surveyed, number of sampled areas, number of traps per sampled area, sampling repetitions and the total number of traps by ecosystem. PF: Primary Forest; SF-25: Secondary Forest (25 years of regeneration); SF-15: Secondary Forest (15 years of regeneration); SF-5: Secondary Forest (5 years of regeneration).

Habitats surveyed	N° sampled areas	Number of litter bags by sampled area	Total litter bags / habitats surveyed
PF	4	28	112 (4 x 28)
SF-25	4	28	112 (4 x 28)
SF-15	4	28	112 (4 x 28)
SF-5	4	28	112 (4 x 28)
Total	16	-	448

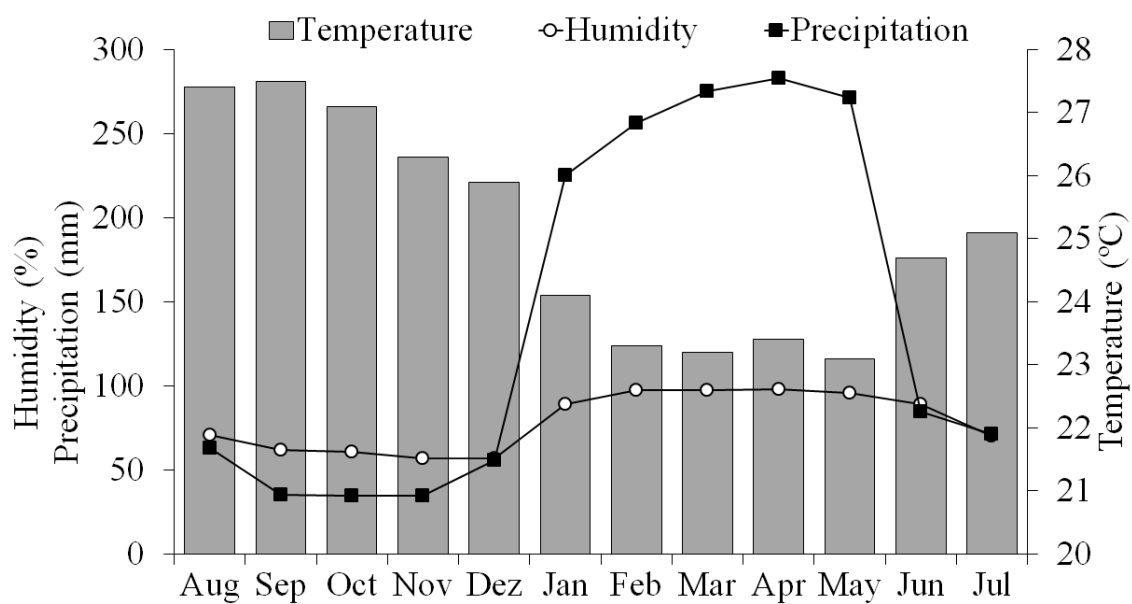


Figure S1. Distribution of climatic variables during the study period.

Table S2. Environmental conditions by habitat. The values followed by the same letters are not significantly different according to Tukey test. PF, Primary Forest; SF-25, Secondary Forest (with 25 years of regeneration); SF-15, Secondary Forest (with 15 years of regeneration); SF-5, Secondary Forest (with 5 years of regeneration).

Variáveis	PF	SF-25	SF-15	SF-5
Temperature (°C)	25.82±1.05 ^a	25.97±1.15 ^a	26.32±1.19 ^b	26.93±79 ^b
Humidity (%)	91.30±5.63 ^a	90.66±5.66 ^a	90.01±5.78 ^b	76.67±14.85 ^c
Precipitation (mm)	131.66±104.6 ^{3 a}	128.77±100.4 ^{9 a}	127.12±101.2 ^{5 a}	125.96±102.4 ^{9 a}
Canopy cover (%)	98.33±0.26 ^a	93.71±0.12 ^b	89.03±0.13 ^c	54.57±0.35 ^d
Density (ind.m ⁻²)	2.19±0.01 ^a	1.89±0.01 ^b	1.54±0.01 ^c	0.41±0.01 ^d
Diameter at breast height (cm)	342.98±2.64 ^a	172.72±1.09 ^b	150.72±1.06 ^c	13.57±0.51 ^d
Soil pH	6.47±0.46 ^a	6.01±0.41 ^b	5.73±0.44 ^c	4.97±0.5 ^c

Table S3. Tukey values for annual litter fall and fractions per habitat. Tukey's Q below the diagonal. P (same) above the diagonal. Non-significant comparisons are shaded gray. PF: Primary Forest; SF-25: Secondary Forest (25 years of regeneration); SF-15: Secondary Forest (15 years of regeneration); SF-5: Secondary Forest (5 years of regeneration)

Site	All				Leaves				Twigs				Fruits				Flowers			
	F _{3,957} = 5.37. p<0.0001				F _{3,957} = 51.18. p<0.001				F _{3,957} = 83.48. p<0.01				F _{3,184} = 281.51. p<0.05				F _{3,266} = 164.49. p<0.05			
	PF	SF-25	SF-15	SF-5	PF	SF-25	SF-15	SF-5	PF	SF-25	SF-15	SF-5	PF	SF-25	SF-15	SF-5	PF	SF-25	SF-15	SF-5
PF	-	P<0.01	P<0.01	P<0.01	-	P<0.01	P<0.01	P<0.01	-	P>0.05	P>0.05	P<0.01	-	P<0.05	P<0.01	P<0.01	-	P<0.05	P<0.01	P<0.01
SF-25	Q=27.6.9	-	P>0.05	P<0.01	Q=10.4	-	P>0.05	P>0.05	Q=2.9.83	-	P>0.05	P<0.05	Q=61.84	-	P<0.05	P<0.01	56.09	-	P<0.05	P<0.01
SF-15	Q=27.4.1	Q=2.8.38	-	P<0.01	Q=50.74	Q=3.35	-	P>0.05	Q=7.2.6	Q=4.2.8	-	P<0.05	Q=11.2	Q=50.15	-	P>0.05	97.4	Q=49.57	-	P>0.05
SF-5	Q=56.7.7	Q=29.0.8	Q=29.3.7	-	Q=16.6.7	Q=2.68	Q=5.14	-	Q=62.53	Q=59.55	Q=45.27	-	Q=81.36	Q=50.96	Q=2.36	-	89.61	Q=59.01	Q=3.11	-

Table S4. Decomposition equations of the exponential regression model for all the studied habitats. PF: Primary Forest; SF-25: Secondary Forest (25 years of regeneration); SF-15: Secondary Forest (15 years of regeneration); SF-5: Secondary Forest (5 years of regeneration)

Habitat	Equation	R ²	P
PF	$y=94.928e^{-0.004x}$	R ² = 0.97	0.003
SF-25	$y=90.087e^{-0.005x}$	R ² = 0.83	0.0001
SF-15	$y=91.434e^{-0.005x}$	R ² = 0.95	0.002
SF-5	$y=86.8e^{-0.006x}$	R ² = 0.89	0.001

CAPÍTULO 3

COMPOSIÇÃO DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA EM DIFERENTES COBERTURAS FLORESTAIS NO ESTADO DO PARÁ, NORTE DO BRASIL

Wully Barreto da Silva¹, Eduardo Périco¹, Reinaldo Lucas Cajaiba²

¹ Universidade do Vale do Taquari, Laboratório de Ecologia e Evolução, R. Avelino Tallini, 95900-000, Lajeado, RS, Brasil

² Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Maranhão, Laboratório de Ecologia e Conservação, R. Dep. Gastão Vieira, 1000, 65393-000, Buriticupu, MA, Brasil

Artigo submetido para publicação na *Revista da Universidade Vale do Rio Verde*.

COMPOSIÇÃO DE NUTRIENTES NA SERAPILHEIRA EM DIFERENTES COBERTURAS FLORESTAIS NO ESTADO DO PARÁ, NORTE DO BRASIL

COMPOSITION OF NUTRIENTS IN THE LITTER IN DIFFERENT FOREST COVERAGES IN THE STATE OF PARA, NORTHERN BRAZIL

Resumo

A produção e a decomposição da serapilheira são processos-chave de ciclagem de nutrientes nos ecossistemas florestais. Assim, a análise de características qualitativas da serapilheira é altamente importante para a compreensão da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas florestais. Este estudo teve como objetivo verificar as concentrações de C, N, P e K presentes na serapilheira em florestas primárias e secundárias com diferentes anos de regeneração na Amazônia brasileira, assim como avaliar se existe diferença na composição química da serapilheira conforme o estágio sucessional e a sazonalidade. Os resultados demonstraram que os ambientes mais preservados como florestas primárias e florestas secundárias tardias, apresentaram maiores concentrações de todos os nutrientes avaliados. Verificou-se também que as maiores concentrações dos nutrientes ocorreram nos meses mais secos.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Sazonalidade. Sucessão secundária. Nutrientes do solo.

Abstract

Litter production and litter decomposition are key processes of nutrients cycling in forest ecosystems. Thus, the analysis of qualitative-quantitative litter characteristics is highly important for the understanding of nutrient cycling in forest ecosystems. This study aimed to verify the concentrations of C, N, P and K present in the litter in primary and secondary forests with different years of regeneration in the Brazilian Amazon, as well as to evaluate if there is a difference in the chemical composition of the litter according to the successional stage and seasonality. The results showed that the most preserved environments, such as primary forests and late secondary forests, presented higher concentrations of all evaluated nutrients. It was also verified that the highest nutrient concentrations occurred in the driest months.

Keywords: Nutrient cycling. Seasonality. Secondary succession. Soil nutrients.

INTRODUÇÃO

A ciclagem de nutrientes é fundamental para a manutenção dos ecossistemas florestais, principalmente em solos pobres em fertilidade como os da Amazônia (FREIRE et al., 2010). Através do processo de ciclagem, os nutrientes são transferidos do meio biótico para o abiótico e vice-versa, mantendo o equilíbrio dinâmico do ecossistema (LUIZÃO et al., 2007; CHENG et al. 2010; CAPELLESSO et al., 2016). Essa ciclagem ocorre principalmente através da serapilheira, que é constituída das partes vegetais (folhas, galhos, fruto, flores, sementes) e compõe a maior parcela de material orgânico depositado no chão da floresta (SILVA et al., 2018). Dessa forma, a serapilheira atua como principal fonte de compostos orgânicos que sustentam a produtividade das plantas e contribui com a maioria dos processos biogeoquímicos (SELLE, 2007; BONANOMI et al., 2017).

A serapilheira pode limitar ou promover o desenvolvimento da flora através de uma variação de mecanismos (BONANOMI et al., 2017), como impedimento mecânico (WENDIN & TILMAN 1993), alterações nas condições microambientais da superfície do solo (transferência de calor para o solo, retenção de água) (FACELLI & PICKETT, 1991) e disponibilidade de nutrientes no ecossistema florestal (LIU et al., 2010; LÜ et al., 2013). Diante disto, estudar os efeitos da variação nos componentes químicos da serapilheira em diferentes ecossistemas é fundamental para entender a influência da ação antrópica na ciclagem de nutrientes (SUN et al., 2018).

Levando em consideração as crescentes taxas de desmatamento na Amazônia, tem se notado cada vez mais a importância de estudos sobre a ciclagem de nutrientes, para maior conhecimento sobre a dinâmica de nutrientes em ecossistemas florestais, tanto nativos quanto em recuperação (SELLE, 2007). Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo verificar os componentes químicos da serapilheira em florestas primárias e florestas secundárias com diferentes anos de regeneração na Amazônia, assim como avaliar se existe diferença na composição química da serapilheira conforme o estágio sucessional e a sazonalidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Uruará, sudoeste do estado do Pará, norte do Brasil ($-03^{\circ} 43'27''$ S; $-53^{\circ} 44'8''$ W). O uso e cobertura do solo é caracterizada por grandes áreas desmatadas, principalmente próximo da estrada principal (Rodovia Transamazônica) para as estradas de alimentação (travessões) (SILVA et al., 2018).

A produção pecuária extensiva, a exploração de madeira em grande escala (principalmente ilegal) e a produção de cacau são as principais estratégias agropastoris, e geralmente são complementadas por culturas anuais e horticultura (CAJAIBA et al., 2016). Em algumas partes da área de estudo, os solos arenosos predominam e a pastagem e a produção agrícola anual são favorecidas. O clima é caracterizado como quente-úmido (classificação de Köppen), com temperatura média anual e precipitação de 26°C e 2000 mm respectivamente (PEEL et al., 2007).

Foram estudados habitats compostos por Floresta Primária (FP) e Floresta Secundária com 25, 15 e 5 anos de regeneração (denominadas de FS-25, FS -15 e FS-5, respectivamente). Em cada um dos habitats estudados foram selecionadas quatro áreas, totalizando dezesseis áreas de amostragem.

Coleta de serapilheira

Em cada área de amostragem, 10 coletores com tela de nylon de 2 mm medindo $1,0 \times 1,0 \times 0,15$ m, foram instalados a 30 cm acima da superfície do solo para evitar perda da massa da serapilheira devido à atividade microbiana. Para evitar o efeito de borda, os coletores foram instalados a uma distância mínima de 100 metros da borda.

Para reduzir os custos das coletas e análises, foram coletadas serapilheira nas principais estações climáticas da região, conforme sugerido por Silva et al. (2018): estação chuvosa – EC (fevereiro a março); estação intermediária I – EI1, final da estação chuvosa e início da estação seca (maio a junho); estação seca – ES (agosto a setembro); estação intermediária II – EI2, final da estação seca e início da estação chuvosa (dezembro a janeiro).

Ainda em campo, as serapilheiras coletadas em cada período foram homogeneizadas e separadas 100 gramas que foram levadas ao laboratório onde o material foi retirado dos sacos e limpos para remover o solo. Foram novamente homogeneizadas e recolhidas 10 g para análise. Posteriormente foram secos a 60° C por 48 horas.

Análises químicas

A determinação da concentração do carbono (C) foi realizada através da espectrofotometria de acordo com Kumies após oxidação úmida em meio ácido. O teor de nitrogênio (N) foi determinado com um analisador elementar Thermo-Finnigan NC EA 1112 (Strada Rivoltana, Milão, Itália). O fósforo (P) foi determinado colorimetricamente a 430 nm (Ultrospec 1000, Biochrom, Inglaterra) após digestão com ácido nítrico (HNO₃, 65%) e ácido perclórico (HClO₄, 70%) em uma proporção de 1:5. Por fim o potássio (K) foi analisado por fotometria com emissão de chama.

Análise estatística

Foi aplicada uma ANOVA one-way, seguida de comparações pareadas (teste de Tukey), para testar possíveis diferenças: i) entre os diferentes habitats; e ii) entre as estações do ano. Antes da aplicação da ANOVA, a normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk. As análises dos dados foram realizadas com o programa estatístico SPSS 25.0 (IBM, 2017).

RESULTADOS

A concentração de N na serapilheira apresentou valores mais elevados na floresta primária - FP e floresta secundária com 25 anos de regeneração – FS-25 e foi significativamente superior em relação aos demais locais estudados ($F = 21,12$, $P < 0,05$). A concentração de P seguiu o mesmo padrão com valores mais elevados em FP e FS-25 ($F = 15,54$, $P < 0,05$). Por outro lado, a concentração de C foi mais elevada em FP quando comparado a todas as florestas secundárias ($F = 33,01$, $P < 0,05$). K apresentou a menor concentração em SF-5 quando comparado aos demais locais

estudados, sendo observado diferença significativa ($F = 19,29$, $P < 0,05$). De fato, SF-5 apresentou as menores concentrações de todos os macronutrientes avaliados em comparação aos demais locais estudados (Figura 1).

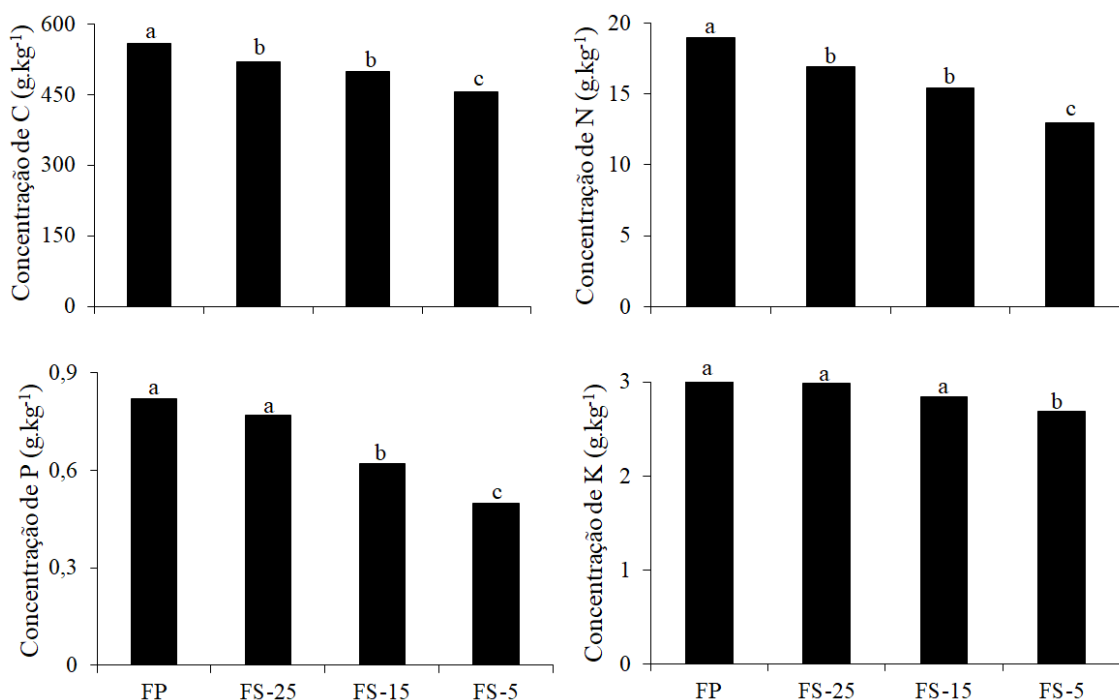


Figura 1. Concentrações de C, N, P, K expressos em g.kg⁻¹ na serapilheira em diferentes ambientes florestais no estado do Pará, Brasil. Os valores seguidos pelas mesmas letras não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey. FP, Floresta Primária; FS-25, Floresta Secundária (com 25 anos de regeneração); FS - 15, Floresta Secundária (com 15 anos de regeneração); e FS -5, Floresta Secundária (com 5 anos de regeneração).

Em relação à sazonalidade, as concentrações de N e P apresentaram os maiores valores durante o início da estação intermediária I (EI1, final da estação chuvosa e início da estação seca – maio a junho) e na estação seca (ES, agosto a setembro) e foram significativamente diferentes dos demais períodos (Nitrogênio - N, $F = 54,09$, $P < 0,01$; Fósforo - P, $F = 26,07$, $P < 0,01$). Não houve qualquer variação sazonal significativa nos teores de K e C na serapilheira ($F = 7,98$, $P > 0,05$; $F = 12,70$, $P > 0,05$, respectivamente) (Figura 2). Esse padrão de sazonalidade foi observado em todos os ambientes avaliados, com exceção da floresta secundária com 5 anos de regeneração que apresentou maior concentração de C na estação seca.

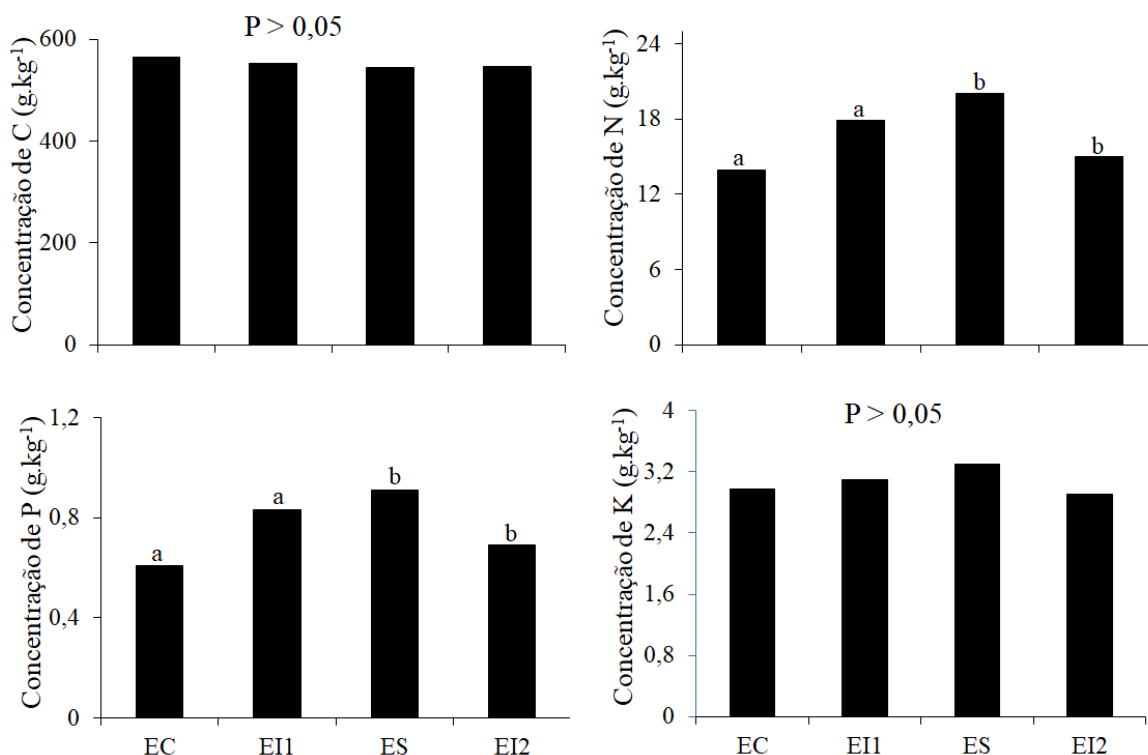


Figura 2. Concentrações de C, N, P, K expressos em g.kg⁻¹ na serapilheira em diferentes épocas do ano. Os valores seguidos pelas mesmas letras não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey. EC, Estação Chuvosa (fevereiro a março), EI1, Estação Intermediária I (final da estação chuvosa e início da estação seca, maio a junho); ES, Estação Seca (agosto a setembro) e EI2, Estação Intermediária II (final da estação seca e início da estação chuvosa, dezembro a janeiro).

DISCUSSÃO

Perturbações que acarretam mudanças na composição de espécies são importantes fatores de impactos na dinâmica florestal alterando, consequentemente, a ciclagem de nutrientes (CHEN & XU, 2010; TURNER, 2010). Assim, nossos resultados demonstraram que as florestas primárias apresentaram valores mais elevados nas concentrações dos nutrientes em relação às demais florestas secundárias, enquanto que florestas secundárias em estágios iniciais de regeneração apresentaram as menores concentrações de todos os nutrientes avaliados. Essas variações encontradas entre as áreas com diferentes graus de perturbação/ preservação podem estar relacionadas ao fato de as espécies vegetais diferirem entre si nas suas capacidades de absorção,

acúmulo, exigência e eficiência no uso dos nutrientes, bem como ao histórico de desenvolvimento de cada área (HAN et al., 2011).

Silva et al. (2018) em um estudo sobre a produção e decomposição da serapilheira na mesma região de estudo, verificaram que as florestas primárias produziram maiores percentuais de serapilheira, principalmente de folhas, flores e frutos, quando comparadas com florestas secundárias, demonstrando assim, a importância da preservação das florestas primárias para os serviços ecossistêmicos. Dessa forma, é vital entender quais funções e serviços podem ser fornecidos pelas florestas secundárias e até que ponto o funcionamento do ecossistema é restaurado durante a recuperação e regeneração da floresta (LOHBECK et al., 2015). Esta informação será fundamental para sustentar funções e serviços em futuras paisagens de florestas tropicais dominadas por habitats antropogênicos (LOHBECK et al., 2015).

Em relação ao padrão de variação temporal na composição química de serapilheira, observamos um pico nas concentrações de N e P para os períodos mais secos, corroborando com os estudos de Lima et al. (2010) e Capellesso et al. (2016). Este fato poderá ser justificado pelo envelhecimento das folhas, provocado pela fotoinibição, fechamento dos estômatos e subsequente superaquecimento das folhas durante a estação seca (ALMEIDA et al., 2015). Segundo Larcher (2000), os elementos preferencialmente encontrados nas folhas, são N e P, enquanto que as flores e os frutos acumulam preferencialmente K. Dessa forma, as menores concentrações de K em florestas secundárias em estágios iniciais de regeneração pode ser devido a esses locais apresentarem poucas espécies de plantas com flores, provavelmente porque ainda não atingiram a idade reprodutiva (LONDE et al., 2016). Por outro lado, a maior produção de partes reprodutivas nas florestas primárias e florestas secundárias antigas, geralmente ocorre durante o período de maior precipitação (estação chuvosa) e pode surgir devido ao aumento do investimento das plantas na reprodução, porque as condições ambientais são menos limitadoras (SILVA et al., 2018), e isso poderá justificar os maiores teores de K no final da estação chuvosa e estação seca, muito embora não tenhamos observados diferenças significativas em relação aos outros períodos avaliados para este nutriente.

CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que os ambientes mais preservados como florestas primárias e florestas secundárias tardias, apresentaram maiores concentrações de todos os nutrientes avaliados. Verificou-se também que as maiores concentrações dos nutrientes ocorreram nos meses mais secos, exceto para o K, indicando que as quantidades de nutrientes contidos nos resíduos vegetais seguem os padrões de produção da serrapilheira ao longo do ano. Entretanto, estudos futuros são necessários para compreender a dinâmica da regeneração de florestas secundárias para o funcionamento dos serviços ecossistêmicos.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos à Universidade Federal do Pará pelo auxílio em alguns experimentos.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, E.J.; LUIZÃO, F.; RODRIGUES, D.J.. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. **Acta Amazônica** v.45, p.157–166, 2015.
- BONANOMI, G.; CESARANO, G.; GAGLIONE, S.A.; IPPOLITO, F.; SARKER, T.; RAO, M.A.. Soil fertility promotes decomposition rate of nutrient poor, but not nutrient rich litter through nitrogen transfer. **Plant and Soil**, v.412, n.1–2, p.397–411, 2017.
- CAJAIBA, R.L.; CABRAL, J.A.; SANTOS, M.. A minimal invasive method to forecast the effects of anthropogenic disturbance on tropical cave beetle communities. **Neotropical Entomology**, v.45, p.139-147, 2016.
- CAPELLESSO, E.S.; SCROVONSKI, K.L.; ZANIN, E.M.; HEPP, L.U.; BAYER, C.; SAUSEN, T.L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter-soil interactions. **Acta Botanica Brasilica**, v.30, p.329-335, 2016.
- CHEN, C.; XU, Z. Forest ecosystem responses to environmental changes: the key regulatory role of biogeochemical cycling. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.210-214, 2010.
- CHENG, X.; LUO, Y.; SU, B.; ZHOU, X.; NIU, S.; SHERRY, R.; WENG, E.. Experimental warming and clipping altered litter carbon and nitrogen dynamics in a tallgrass prairie. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.138, p.206-213, 2010.

FREIRE, J.L.; DUBEUX JÚNIOR, J.C.B.; LIRA, M.A.; FERREIRA, R.L.C.; SANTOS, M.V.; FREITAS, E.. Deposição e composição química de serrapilheira em um bosque de sabiá. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, n.8, p.1650-1658, 2010

HAN, W.X.; FANG, J.Y.; REICH, P.B.; WOODWARD, F.I; WANG, Z.H.. Biogeography and variability of eleven mineral elements in plant leaves across gradients of climate, soil and plant functional type in China. **Ecological Letters**, v.14, p.788-796, 2011.

IBM Corp. Released 2017. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 25.0. Armonk, NY: IBM Corp.

LARCHER, W.. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531p.

LIMA, S.S.; LEITE, L.F.; AQUINO, A.M.; OLIVEIRA, F.C.; CASTRO, A.A.. Serapilheira e teores de nutrientes em argissolo sob diferentes manejos no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.34, p.75-84, 2010.

LIU, P.; HUANG, J.; SUN, O.J.; HAN, X.. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. **Oecologia**, v.162, p.771-780, 2010.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v.96, p.1242-1252, 2015.

LONDE, V.; SOUSA, H.; KOZOVITS, A.. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at Das Velhas River, southeast Brazil. **Tropical of Ecology**, v.57, p.355-360, 2016.

LÜ, X.T.; REED, S.S.; YU, Q.; HE, N.; WENWANG, Z.; HAN, X.. Convergent responses of nitrogen and phosphorus resorption to nitrogen inputs in a semiarid grassland. **Global Change Biology**, v.19, p.2775-2784, 2013.

LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; PROCTOR, J.. Fine root growth and nutrient release in decomposing leaf litter in three contrasting vegetation types in central Amazonia. **Plant Ecology**, v.192, p.225-236, 2007.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A.. Updated world map of the Köppen- Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.11, p.1633-1644, 2007.

SELLE, G.L.. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v.23, n.4, p.29-39, 2007

SILVA, W.B.; PÉRICO, P.; DALZUCHIO, M.S.; SANTOS, M., CAJAIBA, R.L.. Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.429, p.189-197, 2018.

SUN, X.; SHEN, Y.; SCHUSTER, M.J.; SEARLE, E.B.; CHEN, J.; YANG, G.; ZHANG, Y.. Initial responses of grass litter tissue chemistry and N:P stoichiometry to varied N and P input rates and ratios in Inner Mongolia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.252, p.114-125, 2018.

TURNER, M.G.. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v.91, p.2833-2849, 2010.

CAPÍTULO 4

CONCLUSÕES GERAIS

O objetivo principal deste trabalho foi descrever os padrões de produção e decomposição da serapilheira em florestas primárias e secundárias em regeneração e demonstrar a aplicabilidade do uso de serapilheira em estudos de monitoramento ecológico para avaliar como a modificação antrópica em ecossistemas florestais amazônicos influencia a produção, decomposição e ciclagem de nutrientes da serapilheira, apoiando seu uso como possíveis indicadores ambientais.

Em geral, demostramos que a serapilheira total, suas frações e componentes químicos podem ser usados para prever com sucesso a condição ambiental dos habitats / ecossistemas na região estudada. Portanto, eles são considerados um avanço no apoio à tomada de decisões e, possivelmente, à robusta gestão / recuperação de ecossistemas no contexto da necessidade de metodologias de avaliação rápidas, padronizadas e econômicas.

Os resultados deste estudo permitem supor que as áreas em diferentes estádios sucessionais, mesmo estando em processos de sucessão natural, têm proporcionado uma melhoria nas propriedades edáficas e assim possuem um potencial em alcançar estádios sucessionais mais avançados.

Em síntese nossos principais achados foram:

- A produção e decomposição de serapilheira é maior em ambientes mais preservados quando comparados com ambientes em estágio inicial de regeneração;
- Folhas e galhos foram as frações mais predominantes em todos os ambientes avaliados, porém, as flores e frutos foram mais prevalentes em florestas primárias e secundárias antigas;
- Após 25 anos de regeneração, a produção e decomposição de serapilheira começa a se estabilizar, muito embora esse período não seja suficiente para produzir a mesma quantidade de Carbono (C) e Nitrogênio (N) das florestas primárias.
- A estação seca produziu maior quantidade de serapilheira e maior concentração de Nitrogênio (N) e Fósforo (P).

SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

Apesar dos resultados inovadores encontrados neste estudo, identificamos algumas lacunas que ainda necessitam serem preenchidas em estudos futuros, para melhorar nossas previsões. Dessa forma, os esforços para mitigar o impacto de mudanças antrópicas nos sistemas naturais serão mais assertivos. As principais sugestões são:

- i. Expansão das áreas de amostragem:* Estudos anteriores mostraram que nem todas as funções do ciclo de nutrientes são restauradas a longo prazo (por exemplo, Martius et al., 2004). Portanto, experimentos de produção, decomposição e composição química da serapilheira em florestas secundárias mais antigas devem ser feitos para esclarecer se os efeitos dos padrões microclimáticos são consistentes ao longo dos anos.
- ii. Identificar o uso anterior da floresta secundária:* A identificação das atividades antrópicas que antecedem a regeneração florestal secundária é importante para a proposição de medidas para um manejo e recuperação, tendo em vista que diferentes intensidades de uso do solo interferem no processo de reabilitação. Sugere-se também fazer o diagnóstico da vegetação ao entorno das áreas em regeneração.
- iii. Ampliação do período de amostragem:* A continuação deste tipo de estudo, por período mais extenso, permitirá compreender melhor a dinâmica dos ambientes estudados, gerando informações mais robustas para a elaboração de programas de manejo e conservação para a região de estudo e áreas semelhantes.
- iv. Avaliação de nutrientes do solo:* Avaliar não apenas os nutrientes da serapilheira é importante, mas também dos nutrientes presentes no solo. Esse processo será importante para compreensão da fertilidade do solo, e portanto, para a recuperação ambiental.
- v. Avaliação da microbiota e fauna de solo:* É sabido que a microbiota e a fauna do solo, principalmente de invertebrados, são fundamentais para acelerar o processo de decomposição da serapilheira. Dessa forma, é pertinente avaliar em estudos futuros a correlação entre a decomposição da serapilheira e organismos decompositores.